

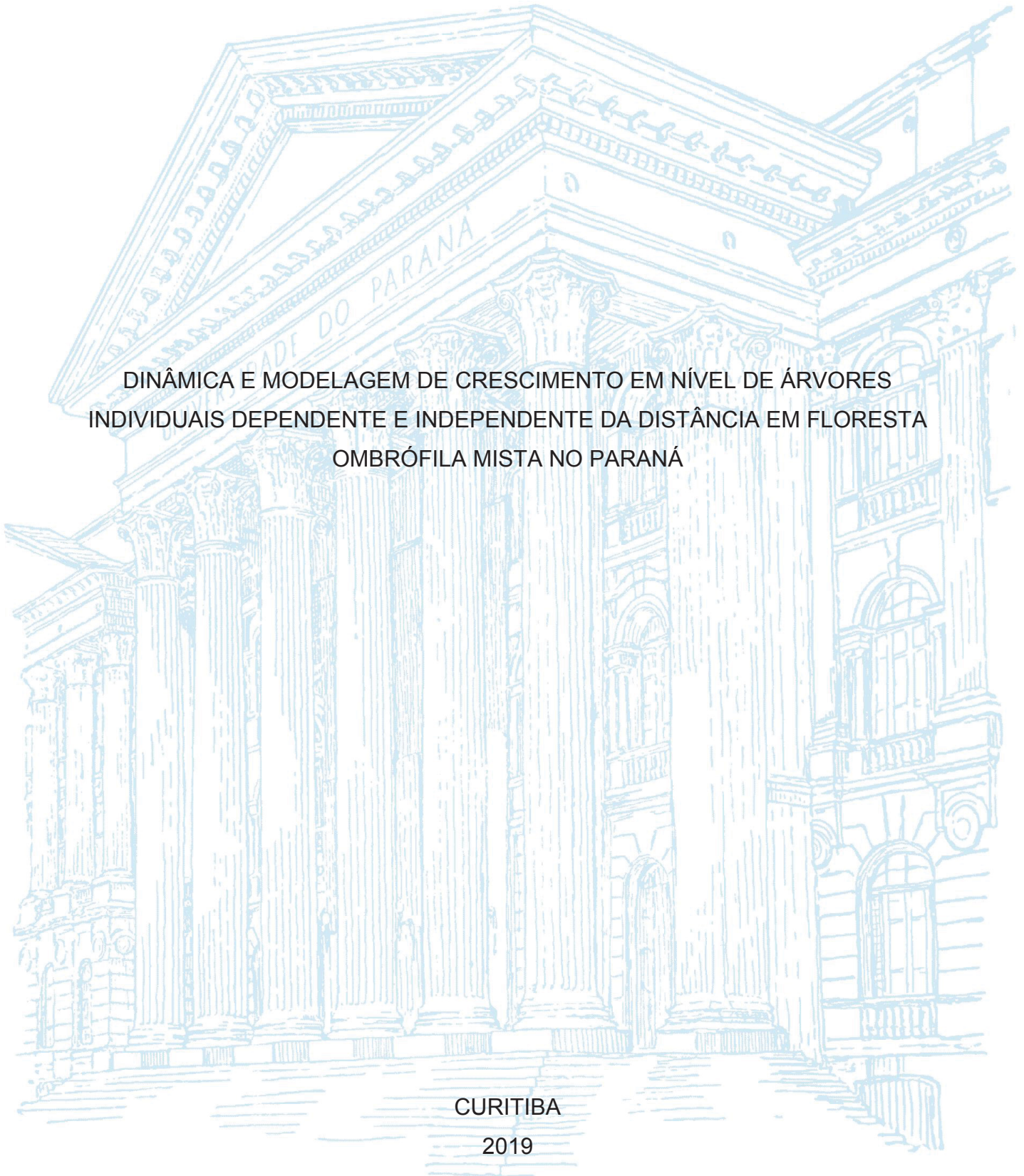
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MYRCIA MINATTI

DINÂMICA E MODELAGEM DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORES  
INDIVIDUAIS DEPENDENTE E INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA EM FLORESTA  
OMBRÓFILA MISTA NO PARANÁ

CURITIBA

2019



MYRCIA MINATTI

DINÂMICA E MODELAGEM DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORES  
INDIVIDUAIS DEPENDENTE E INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA EM  
FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO PARANÁ

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta

Coorientadores: Prof. Dr. Sylvio Péllico Netto  
Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Paula Dalla Corte

CURITIBA

2019

Ficha catalográfica elaborada pela  
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Minatti, Myrcia

Dinâmica e modelagem de crescimento em nível de árvores individuais dependente e independente da distância em Floresta Ombrófila Mista no Paraná / Myrcia Minatti. - Curitiba, 2019.

131 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta

Coorientadores: Prof. Dr. Sylvio Péllico Netto

Profa. Dra. Ana Paula Dalla Corte

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 29/10/2019. Área de concentração: Manejo Florestal.

1. Árvores - Crescimento - Paraná. 2. Sucessão ecológica - Paraná. 3. Florestas - Paraná. 4. Teses. I. Sanquetta, Carlos Roberto. II. Péllico Netto, Sylvio. III. Dalla Corte, Ana Paula. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.56(816.2)

Bibliotecária: Berenice Rodrigues Ferreira – CRB 9/1160

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **MYRCIA MINATTI** intitulada: **DINÂMICA E MODELAGEM DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORES INDIVIDUAIS DEPENDENTE E INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO PARANÁ**, sob orientação do Prof. Dr. CARLOS ROBERTO SANQUETTA, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 29 de Outubro de 2019.



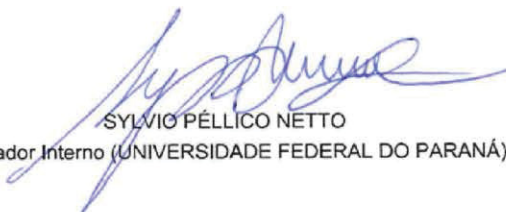
CARLOS ROBERTO SANQUETTA  
Presidente da Banca Examinadora



PATRÍCIA PÓVOA DE MATTOS  
Avaliador Externo (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA  
AGROPECUÁRIA)



MÁRCIO CORAIOLA  
Avaliador Externo (PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO  
PARANÁ)



SYLVIO PÉLLICO NETTO  
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)



ALEXANDRE BEHLING  
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

*A Deus,*

*Ao meu grande e eterno amor, mãe*

*Ao amor da minha vida toda, pai*

*Dedico*

*“Uma vida sem desafios não vale a pena ser vivida”*

*Sócrates*



## **AGRADECIMENTOS**

Uma explosão de sentimentos. É o que sinto no meu coração.

Um filme passa pela minha cabeça.

A Deus, que me guiou e me iluminou pelo melhor caminho para que eu conseguisse chegar onde estou.

Ao Professor Dr. Carlos Roberto Sanquetta pela orientação, pela paciência e pela humildade de aceitar a minha opinião para alcançar este objetivo. Meu muito obrigada, especialmente pela confiança depositada quando me aceitou para cursar o Doutorado.

Ao Professor Dr. Sylvio Péllico Netto por todas as orientações, pelos ensinamentos, pelas conversas e, sobretudo, pela imensa paciência, foram fundamentais para a realização desse trabalho.

À Professora Dr.<sup>a</sup> Ana Paula Dalla Corte pelas orientações e pelo incentivo na realização desse trabalho.

Ao Professor Dr. Sebastião do Amaral Machado pelos ensinamentos, ajuda e incentivo para o meu intercâmbio na Southern Cross University (SCU), na Austrália.

Aos professores Dr. Júlio Eduardo Arce e Dr. Alexandre Behling pelos ensinamentos, incentivos e contribuições.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração Manejo Florestal, da Universidade Federal do Paraná pela oportunidade de realizar o Doutorado. À CAPES pela bolsa ofertada no período de estudos.

Ao Professor Dr. Jerome Klaus Vanclay que me recebeu com muita atenção e dedicação, estando sempre disposto a ajudar, compreendendo as dificuldades com o trabalho e com o inglês. A disponibilidade do Prof. Jerry Vanclay foi realmente fundamental para o desenvolvimento desta pesquisa. À Southern Cross University (SCU) por ter me aceitado e recebido como aluna visitante. Uma palavra define tudo: gratidão.

Aos amigos que o Doutorado me presenteou: Jonathan William Trautenmüller, Luciano Rodrigo Lanssanova, Vinicius Coutinho, Sergio Costa Júnior, Antônio Pedro Fragoso Woycikiewicz, Vinicius Costa Cysneiros, Jorge Zea Camaño, Mirella Basileu, Bruna Nascimento de Vasconcellos Schiavo, Luciane Schmidt, Maycon Thuan e Luani

Rosa Piva. A vocês agradeço pelas conversas, convivência e muita ajuda durante essa trajetória.

Aos meus colegas de laboratório do BIOFIX e Manejo de nativas pela convivência, amizade e aprendizado.

Aos amigos que o intercâmbio na Austrália me proporcionou: Bonnie Mirisch, Viviane Landgraf de Castro, Mauricio Costa, Carolina Figueiredo, Thiago Santos, Daniele Argolo, Alexandre Argolo, Lauro Prado e Alan Kardec de Andrade Neto. Agradeço por todos os momentos que vivemos juntos – e que ainda vamos viver!

Às minhas amigas de apartamento em Curitiba: Linamara Ferrari (*Lina*) e Amanda Köche Marcon (*Amandika*), palavras não descrevem o carinho que tenho por vocês. Cada uma, com seu jeitinho! Estarão sempre no meu coração.

Aos meus amigos da vida: Gessiane Ceola (minha irmã de coração), Leonardo Borba, Jonas Inkotte, Marcio Gonçalves da Rosa, Mariana Hugen Cechinel, Cilene Lima (*Dona Cilene*), Luiz Gonzaga Cechinel Junior, Prof. Dr. André Felipe Hess, Morgana Franca, Luiz Paulo Rauber, Mirela Minatti, Carlos Henrique Minatti, Celso Cordova, Emanuel Arnoni Costa, Julio Peretti da Silva, Vanessa Camargo, Marcio Isac Pereira.

Aos meus carinhos, Maria Bernadete Demonti (*Dete*), Bernardina Bertoldi (*Tia Dina*) e Pedro Paulo Andregghetoni (*Dindão*) pelo colo e pelo carinho sempre que eu preciso.

Ao meu amigo, meu segundo pai, Celso Admir Pontes, pelo carinho, atenção, preocupação e puxadas de orelha. Agradeço simplesmente por tudo. Na vida precisamos ter alguém que saiba de tudo o que fizemos, queremos e sonhamos. És esta pessoa na minha vida.

À minha irmã Gheise Minatti Henning por sempre confiar, apoiar e estar ao meu lado. Pelas palavras de conforto, por ligar a câmera e me ver chorar e ainda assim dar um jeito de me fazer rir. Às minhas princesas, Julia Henning e Rafela Henning, meu amor incondicional.

Finalmente, não porque menos importantes, mas sim porque são os mais importantes. Meus amores, a minha base e o meu alicerce, aos meus pais Salete Maria Andregghetoni Minatti (*in memoriam*) e Gonzaga Minatti, a mais pura e profunda gratidão, por todo desde sempre e em tudo. Por acreditarem em mim, em todas as minhas escolhas e decisões!

## RESUMO

Em florestas naturais tropicais, estudos de dinâmica e modelagem de crescimento das espécies são importantes para conhecer a estrutura e comportamento e suas mudanças no futuro para contribuir nas tomadas de decisões. O presente trabalho teve como objetivo geral, analisar a dinâmica do crescimento das espécies, aplicar e propor modelo (s) de crescimento em nível de árvores individuais dependentes e independentes da distância para sucessão florestal de um fragmento natural na Estação Experimental de São José do Triunfo, Paraná. Os dados são provenientes de três parcelas permanentes denominadas de Araucária (parcela 1), Fogo (parcela 2) e Imbuia (parcela 3), as quais possuem uma área de 1 ha cada. Todas as parcelas foram medidas anualmente durante 20 anos, sempre no mês de julho, época de lenho primaveril. Todas as árvores existentes na área amostral, com diâmetro à altura do peito ( $DAP \geq 10$  cm) foram medidos, identificados, numerados e alocados em croqui (coordenadas x, y). A composição florística e a diversidade (Shannon-Weaver -  $H'$ ) foi avaliada nos 20 anos, em intervalos de 5 anos por parcela. Os dados fitossociológicos foram avaliados no primeiro ano (1995) e no último ano (2015) e por parcela. As taxas de mortalidade e recrutamento foram analisadas por ano, para a floresta e por parcela. O crescimento em área basal total e em grupos (pioneiras, sub-dossel, estrato inferior, heliófilas, umbrófilas e emergentes) foi analisado em intervalos de 5 anos no período de 20 anos de estudo. O comportamento dos grupos ecológicos foi avaliado Coeficiente de Correlação de Pearson para os submodelos de incremento diamétrico e recrutamento, e para o submodelo de sobrevivência pelo teste do  $X^2$ . Submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento (independente e dependente da distância) foram ajustados para seis grupos ecológicos e processados no simulador SIMILE para projeções da dinâmica florestal. O modelo de crescimento (independente e dependente da distância) construído foi validado com dados oriundos da mesma área de estudo de anos sequentes aos das medições em estudo. As projeções dos submodelos de crescimento (independente e dependente da distância) em área basal foram efetuadas para a área basal total ( $G$ ) e para a área basal por grupo ( $G_i$ ) para as três parcelas da área de estudo (Araucária, Imbuia e Fogo), observadas no último levantamento de dados. O índice de diversidade de Shannon-Weaver para a floresta apresentou no ano de 1995 o menor valor (2,87), e no ano de 2000 o maior valor (3,14). A espécie *Araucaria angustifolia* apresentou o maior Valor de Importância (VI), para todas as parcelas e todos os anos de estudo. No geral, para a floresta, a taxa de recrutamento foi superior à taxa de mortalidade, revelando que o fragmento se encontra em processo de recomposição e desenvolvimento. No geral, a área basal total por parcelas houve aumento de crescimento; e quando analisado por grupos, as espécies obtiveram maior ganho de área basal durante os 20 anos de estudo. Para o modelo de crescimento independente da distância os resultados das projeções indicaram, em geral, que houve aumento no crescimento em área basal total por parcela. Os resultados das projeções indicaram, em geral, maior tendência de crescimento em área basal total para a parcela Imbuia. O grupo de espécies heliófilas demonstra que não haverá mudanças de área basal nas parcelas em estudo para os próximos 30 anos de projeção. Para o modelo dependente da distância as projeções indicaram tendência crescente em área basal até o fim do período simulado para a parcela Araucária.

Palavras-chave: dinâmica florestal; modelos de crescimento; grupos de espécies.



## ABSTRACT

In tropical natural forests, studies regarding the dynamics of species, their growth, and their changes in the future are keys for understanding the structure and behavior of species, contributing to the strategic decision-making process. This study aimed to analyze the dynamics of species growth and to develop distance-dependent and distance-independent growth models at individual tree level of a natural forest's fragment in São José do Triunfo, Experimental Station, Paraná, Brazil. Data have been collected from three permanent monitoring plots of 1ha each named Araucaria (plot 1), Fogo (plot 2), and Imbuia (plot 3). The plots have been evaluated for over 20 years every month of July. All trees inside the sampling area were numbered, measured (diameter at breast height - 1.30 m above ground  $\geq 10$  cm), and assigned to a sketch (x, y coordinates). Floristic composition and diversity (Shannon-Weaver -  $H'$ ) were evaluated for over 20 years at time intervals of 5 years per plot. Phytosociological data were evaluated for the first (1995) and last (2015) years, and by plot. Mortality and recruitment rates were analyzed by year, by forest, and by plot. Growth in total basal area and in groups (pionners, understory, subcanopy, light demanding, shade tolerant and emergent) was analyzed at 5-year intervals over the 20-year study period. The behavior of the ecological groups was analyzed using the Pearson's Correlation Coefficient for the diametric growth and recruitment sub-models, and the Chi-square test ( $X^2$  for the survival sub-model. Diametric growth, survival, and recruitment (distance dependent and independent) sub-models have been adjusted for six ecological groups and processed by the SIMILE simulator to simulate the forest dynamics. Both the distance-dependent and distance-independent growth models have been validated with dependent data from the same study area of the following years of the measurements under study. The constructed growth models were validated with dependent data from the same study area in the following years of the measurements under study. Basal area projections of the three plots of the studied area (Araucaria, Imbuia, and Fogo) have been made for the total basal area ( $G$ ) and the basal area by group ( $G_i$ ) observed in the last data collection. Moreover, the forest's Shannon-Weaver diversity index presented the lowest value in 1995 (2.87) and the highest value (3.14) in 2000. Among the species, the *Araucaria angustifolia* presented the highest value of importance (VI) in all the plots and studied years. Overall, the forest's recruitment rate was higher than the mortality rate, which shows that the fragment is in the process of rearrangement and development. When analyzed by groups, the species obtained a greater gain in basal area during the 20 years of study. The results obtained from the projections made with the distance-independent model indicate that there was a growth increase in the total basal area by plot. Moreover, the projections also indicated that the Imbuia plot has a greater tendency to grow in total basal area. The Light Demanding species group shows that there will not be changes in basal area for the next 30 years in all the studied plots. The projections made with the distance-dependent model indicate an increasing tendency in basal area until the end of the simulated period in the Araucaria plot.

Keywords: Forest dynamics; Grow models; Species groups.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO EM UM FRAGMENTOS DE FLORESTAS DE ARAUCÁRIA, EM SÃO JOÃO DO TIUNFO, PARANÁ, BRASIL. ....	21
FIGURA 2.1 - TAXA DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO PARA UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANA, BRASIL. ....	45
FIGURA 2.2 - TAXA DE MORTALIDADE ANUAL POR PARCELA PARA A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANA, BRASIL. ....	46
FIGURA 2.3 - TAXA DE RECRUTAMENTO ANUAL POR PARCELA PARA A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANA, BRASIL. ....	47
FIGURA 2.4 – ÁREA BASAL ANUAL POR PARCELA PARA A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANA, BRASIL. ....	48
FIGURA 2.5 – ÁREA BASAL ANUAL PARA AS PARCELAS ARAUCÁRIA (A), IMBUIA (B) E FOGO (C) PARA A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANA, BRASIL. ....	49
FIGURA 3.1 - COMPARAÇÃO ENTRE O GRÁFICO DE DOIS EIXOS (A) PROPOSTO POR ALDER et al., (2002) E O GRÁFICO CONSTRUÍDO COM AS ESPÉCIES DESTE ESTUDO (B). CADA COR INDICA A FORMAÇÃO DE UM GRUPO DIFERENTE.....	59
FIGURA 3.2 - PERFIL ESQUEMÁTICO DA CLASSIFICAÇÃO DOS GRUPOS DE ESPÉCIES PROPOSTO POR ALDER et al., (2002).....	61
FIGURA 3.3 - GRÁFICO DE CORRELAÇÃO DO INCREMENTO DIAMÉTRICO EM FUNÇÃO DA VARIÁVEL DE COMPETIÇÃO G PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO. A= PIONEIRAS, B=ESTRATO INFERIOR, C=SUBBOQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES .....	69
FIGURA 3.4 - GRÁFICOS DE CORRELAÇÃO DO RECRUTAMENTO EM FUNÇÃO DA VARIÁVEL DE COMPETIÇÃO G PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO. A= PIONEIRAS, B=ESTRATO INFERIOR, C=SUBBOQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES. ....	76
FIGURA 3.5 - PROJEÇÕES PARA 30 ANOS EM ÁREA BASAL TOTAL (A) E POR GRUPO DE ESPÉCIES (B) PARA PARCELA ARAUCÁRIA.....	82
FIGURA 3.6 - PROJEÇÕES PARA 30 ANOS EM ÁREA BASAL TOTAL (C) E POR GRUPO DE ESPÉCIES (D) PARA PARCELA IMBUIA. ....	83
FIGURA 3.7 - PROJEÇÕES PARA 30 ANOS EM ÁREA BASAL TOTAL (E) E POR GRUPO DE ESPÉCIES (F) PARA PARCELA FOGO. ....	84

FIGURA 4.1 - COMPARAÇÃO ENTRE O GRÁFICO DE DOIS EIXOS (A) PROPOSTO POR ALDER et al., (2002) E O GRÁFICO CONSTRUÍDO COM AS ESPÉCIES DESTE ESTUDO (B). CADA COR INDICA A FORMAÇÃO DE UM GRUPO DIFERENTE.....	96
FIGURA 4.2 - PERFIL ESQUEMÁTICO DA CLASSIFICAÇÃO DOS GRUPOS DE ESPÉCIES PROPOSTO POR ALDER et al., (2002).....	98
FIGURA 4.3 - CURVAS MÉDIAS DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (A), SOBREVIVÊNCIA (B) E RECRUTAMENTO (C) POR GRUPO DE ESPÉCIES.....	106
FIGURA 4.4 - PROJEÇÕES PARA 30 ANOS EM ÁREA BASAL TOTAL (A) E POR GRUPO DE ESPÉCIES (B) PARA PARCELA ARAUCÁRIA.....	109

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1 – ESTATÍSTICAS DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DENDROMÉTRICAS PARA O ANO DE 1995 E 2015 DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANÁ.....	23
TABELA 2.1 - COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA NAS TRÊS PARCELAS NOS ANOS DE 1995, 2000, 2005, 2010 E 2010 ENCONTRADOS NO FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANÁ.....	35
TABELA 2.2 - VALORES PARA O ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER, NO PERÍODO DE 1995 A 2015 (COM INTERVALOS DE 5 ANOS) EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO/PR.....	40
TABELA 2.3 – ANOVA PARA O ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER, NO PERÍODO DE 1995 A 2015 (COM INTERVALOS DE 5 ANOS) EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO/PR.....	41
TABELA 2.4 - ASPECTOS FITOSSOCIOLÓGICOS PARA O ANO DE 1995 EM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PR. ....	42
TABELA 2.5 - ASPECTOS FITOSSOCIOLÓGICOS PARA O ANO DE 2015 EM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PR.....	43
TABELA 2.6 – ANOVA PARA A TAXA DE MORTALIDADE NO PERÍODO DE 1995 A 2015 (COM INTERVALOS DE 5 ANOS) EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO/PR. ....	46
TABELA 2.7 – ANOVA PARA A TAXA DE RECRUTAMENTO NO PERÍODO DE 1995 A 2015 (COM INTERVALOS DE 5 ANOS) EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO/PR.....	47
TABELA 3.1 - CARACTERÍSTICAS DE CADA GRUPO DE ESPÉCIES E PRINCIPAIS ESPÉCIES DE CADA GRUPO UTILIZADOS NESSE TRABALHO. ....	61
TABELA 3.2 - REPRESENTAÇÃO DE MATRIZ DE CONFUSÃO PARA SENSIBILIDADE E ESPECIFICIDADE DE DADOS.....	66
TABELA 3.3 – CORRELAÇÃO DO INCREMENTO DIAMÉTRICO EM FUNÇÃO DA VARIÁVEL DE COMPETIÇÃO BAL PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO. A= PIONEIRAS, B=ESTRATO INFERIOR, C=SUB-BOQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES.	70
TABELA 3.4 - FREQUENCIA OBSERVADA E ESPERADA ACUMULADA EM 20 ANOS DOS INDIVÍDUOS VIVOS E MORTOS PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO PARA O ÍNDICE DE BAL. A= PIONEIRAS,	

B=ESTRATO INFERIOR, C=SUB-BOQUE, D=HELIÓFILAS, E=UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES. ....	72
TABELA 3.5 - FREQUÊNCIAS OBSERVADA E ESPERADA ACUMULADA EM 20 ANOS DOS INDIVÍDUOS VIVOS E MORTOS PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO PARA O ÍNDICE DE G. A= PIONEIRAS, B=ESTRATO INFERIOR, C=SUBBOQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES. ....	74
TABELA 3.6 – CORRELAÇÃO DO INCREMENTO DIAMÉTRICO EM FUNÇÃO DA VARIÁVEL DE COMPETIÇÃO G PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO. A= PIONEIRAS, B=ESTRATO INFERIOR, C=SUB-BOQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES. ....	77
TABELA 3.7 - COEFICIENTES DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO PARA OS SEIS GRUPOS.....	78
TABELA 3.8 - ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO SUBMODELO AJUSTADO DE INCREMENTO DIAMÉTRICO PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES. ....	79
TABELA 3.9 - MATRIZ DE CONFUSÃO DO SUBMODELO AJUSTADO DE SOBREVIVÊNCIA PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES. ....	81
TABELA 3.10 - ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO SUBMODELO AJUSTADO DE RECRUTAMENTO PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES. ....	81
TABELA 3.11 - ÁREA BASAL OBSERVADA NO ÚLTIMO LEVANTAMENTO DE DADOS E PROJETADA (m <sup>2</sup> . ha-1) PELO MODELO DE CRESCIMENTO PARA ÁREA BASAL TOTAL DA PARCELA (G)...	81
TABELA 3.12 - VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA EM PERCENTAGEM CALCULADOS PARA A ÁREA BASAL TOTAL (G). ....	81
TABELA 4.1 - CARACTERÍSTICAS DE CADA GRUPO DE ESPÉCIES E PRINCIPAIS ESPÉCIES DE CADA GRUPO UTILIZADOS NESSE TRABALHO. ....	97
TABELA 4.2 - COEFICIENTES DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO PARA OS SEIS GRUPOS.....	104
TABELA 4.3 - ÁREA BASAL OBSERVADA NO ÚLTIMO LEVANTAMENTO DE DADOS E PROJETADA (m <sup>2</sup> . ha-1) PELO MODELO DE CRESCIMENTO PARA ÁREA BASAL (G).....	107
TABELA 4.4 - VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA EM PERCENTAGEM CALCULADOS PARA A ÁREA BASAL TOTAL (G). ....	108

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>ASPECTOS GERAIS DA PESQUISA</b>	17
1.1.	INTRODUÇÃO GERAL	17
1.2.	OBJETIVO GERAL	20
1.3.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
1.4.	BANCO DE DADOS	20
1.5.	ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA.	22
1.6.	REFERÊNCIAS	24
<b>2.</b>	<b>COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DINÂMICA DAS ESPÉCIES EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANÁ</b>	29
	<b>RESUMO</b>	29
	<b>ABSTRACT</b>	30
2.1.	INTRODUÇÃO	31
2.2.	MATERIAL E MÉTODOS	33
2.3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
2.4.	CONSIDERAÇÕES SOBRE MANEJO E PRESERVAÇÃO	50
2.5.	CONCLUSÕES	50
2.6.	REFERÊNCIAS	51
<b>3.</b>	<b>SUCESSÃO FLORESTAL PARA GRUPOS DE ESPÉCIES, COM MODELO DE ÁRVORE INDIVIDUAL INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA EM PROJEÇÕES DE LONGO PRAZO.</b>	55
	<b>RESUMO</b>	55
	<b>ABSTRACT</b>	56
3.1.	INTRODUÇÃO	57
3.2.	MATERIAL E MÉTODOS	58
3.3.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	68
3.4.	CONCLUSÕES	85
3.5.	REFERÊNCIAS	86
<b>4.</b>	<b>MODELO DE ÁRVORE INDIVIDUAL DEPENDENTE DA DISTÂNCIA NA DINÂMICA E PROJEÇÃO PARA GRUPOS ECOLÓGICOS</b>	92
	<b>RESUMO</b>	92



<b>ABSTRACT .....</b>	<b>92</b>
4.1. INTRODUÇÃO .....	93
4.2. MATERIAL E MÉTODOS .....	95
4.3.RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	103
4.4.CONCLUSÕES .....	85
4.5.REFERÊNCIAS .....	86
<b>5. CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>115</b>
<b>REFERÊNCIAS GERAIS .....</b>	<b>116</b>
<b>APÊNDICE 1 – LISTA DE ESPÉCIES CLASSIFICADAS EM CADA GRUPO. ....</b>	<b>127</b>
<b>APÊNDICE 2 – MODELO DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA CONSTRUÍDO NO SOFTWARE DE SIMULAÇÃO SIMILE .....</b>	<b>130</b>
<b>APÊNDICE 3 – MODELO DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL DEPENDENTE DA DISTÂNCIA CONSTRUÍDO NO SOFTWARE DE SIMULAÇÃO SIMILE.....</b>	<b>131</b>

## 1 ASPECTOS GERAIS DA PESQUISA

### 1.1. INTRODUÇÃO GERAL

As florestas naturais no mundo recobriam, em 2010, pouco mais de 4 bilhões de hectares ou 31% da área total da Terra, armazenando, na biomassa e no solo, mais de 650 bilhões de toneladas de carbono. Mais da metade dessas florestas encontra-se apenas em cinco países, sendo eles Rússia, Brasil, Canadá, Estados Unidos e China (FAO, 2010).

O Brasil é um país florestal com aproximadamente 59% do seu território coberto por florestas naturais e plantadas - o que representa a segunda maior área de florestas do mundo, atrás apenas da Rússia. São estimados 485,8 milhões de hectares de florestas nativas. A cobertura de florestas naturais do Paraná é de aproximadamente 5,9 milhões de ha, o que equivale a 29% do território do estado (SFB, 2019).

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) é um ecossistema florestal da região sul do Brasil, tendo como principal característica a presença da espécie conífera *Araucaria angustifolia*. Esta tipologia florestal também é conhecida popularmente como Floresta com Araucária ou Mata dos Pinhais. O termo Floresta Ombrófila Mista foi inicialmente utilizado por Veloso e Góes Filho (1982) e adotado pelo IBGE (2012) na classificação fisionômico-ecológica da vegetação brasileira.

A Floresta Ombrófila Mista representa um ecossistema complexo, devido os fatores que agem no crescimento de cada indivíduo na floresta, tais como: várias espécies, idades, competição e posições sociológicas. Entender o padrão de crescimento da floresta implica conhecer as taxas de crescimento, a capacidade produtiva dessas florestas, é imprescindível para que se possa manejá-las de forma sustentável (SANQUETTA et al., 2003).

Esta capacidade está diretamente relacionada com três processos demográficos fundamentais: o recrutamento, o crescimento e a mortalidade. Esses, por sua vez, são os alicerces da dinâmica florestal.

Para compreender e avaliar a dinâmica florestal, modelos matemáticos têm sido utilizados para avaliar a estrutura e composição da floresta ao longo do tempo, sendo essa uma ferramenta importante para prospectar como a floresta se alterará em resposta às adversidades (NEWTON, 2007).

Os modelos de crescimento podem ser desenvolvidos para diferentes finalidades, como compreender a sucessão e a ecologia florestal ao longo dos anos, avaliar possíveis regimes de manejo, quantificar o estoque de carbono, avaliar a recuperação e preservação. Desse modo, o objetivo e propósito do modelo, bem como a profundidade de conhecimento sobre a floresta, determinam o grau de complexidade do modelo (PRETZSCH, 2009).

Modelos de árvore individual são melhores para compreender o comportamento do crescimento da árvore, pois avaliam as variáveis próprias do indivíduo (tamanho, espécie, idade, entre outros), dos indivíduos vizinhos (com a utilização de índices de competição), da floresta como um todo e de fatores ambientais (STOYAN e PENTTINEN, 2000). O uso dos modelos de árvore individual possibilita o controle por árvore para conhecer melhor a dinâmica das espécies, e as possíveis mudanças nos processos ecofisiológicos de uma espécie ou de um grupo de espécies.

Os índices de competição são divididos em três categorias: independentes da distância, que utilizam variáveis em nível de povoamento e dimensões iniciais da árvore-objeto; dependentes da distância, que empregam, além das variáveis mencionadas anteriormente, o número, as dimensões e a localização das árvores vizinhas ou competidoras com a árvore-objeto (TOMÉ & BURKHART, 1989); e semi-independentes da distância, similares aos índices independentes, no entanto essas são oriundas de parcelas circulares ao redor da árvore-objeto (STAGE & LEDERMANN, 2008).

Os modelos individuais independentes da distância, também conhecidos como modelos individuais não espaciais, tem a árvore como unidade básica de modelagem, independe de sua localização no povoamento (BURKHART e TOMÉ, 2012). A competição entre os indivíduos é considerada homogênea. O modelo é formado por submodelos de índices de competição, variáveis de crescimento, mortalidade e o recrutamento.

Para os modelos individuais dependentes da distância, ou modelos individuais espaciais, a árvore é a unidade básica para o desenvolvimento da modelagem. O modelo também é constituído pelas variáveis de crescimento, comportamento ecológico, grau de competição específico, mortalidade, recrutamento, estrato de ocupação no dossel florestal e, principalmente, o posicionamento geográfico. Esse

modelo é geralmente utilizado em estudos ecofisiológicos, dinâmica e comportamento de populações, principalmente em florestas nativas (ORELLANA, 2014).

No Brasil muitos trabalhos vêm sendo desenvolvidos para a descrição do crescimento individual independente ou dependente da distância propriamente dito (DELLA-FLORA et al., 2004; CHASSOT et al., 2011; CUNHA et al., 2013) e para predição do crescimento por árvores individuais, seja para plantios comerciais de espécies exóticas (MARTINS et al., 2011; SUBEDI e SHARMA, 2011; CASTRO, 2012; MIRANDA, 2016;), florestas de idade indefinida (LHOTKA e LOEWENSTEIN, 2011), florestas tropicais (SATO, 2009; NASCIMENTO, 2016; LUSTOSA JUNIOR et al., 2019) e em Floresta Ombrófila Mista (TÉO et al., 2008; ORELLANA, 2014).

A modelagem do crescimento requer ainda muitas perguntas a serem respondidas. É uma ferramenta básica no auxílio e na predição para o planejamento e condução do uso racional de florestas, para melhores decisões que proporcionem a sustentabilidade do uso do recurso.

A acurácia dos modelos dependentes e independentes da distância é diferente para esses modelos. Aparentemente a informação da variável posição (coordenada geográfica) dos indivíduos melhora a acurácia. Qual é o nível de melhoria da informação para a variável posição? Isso pode ser melhorado por meio do agrupamento das espécies?

Com os relatos acima, o presente estudo foi estruturado da seguinte maneira:

- i) Aspectos gerais do trabalho;
- ii) Composição, estrutura e dinâmica das espécies em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, em São João do Triunfo, Paraná;
- iii) Comportamento da sucessão para grupos de espécies, com modelo de árvore individual independente da distância em projeções em Floresta Ombrófila Mista, em São João do Triunfo, Paraná;
- iv) Modelo de árvore individual dependente da distância na dinâmica e projeção para grupos ecológicos em Floresta Ombrófila Mista, em São João do Triunfo, Paraná;
- v) Considerações e recomendações finais.

## 1.2.OBJETIVO GERAL

O objetivo geral é analisar a dinâmica do crescimento das espécies, aplicar e propor modelos de crescimento em nível de árvores individuais dependentes e independentes da distância para sucessão florestal de um fragmento natural na Estação Experimental de São João do Triunfo, Paraná.

## 1.3.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Analisar e comparar a composição florística, diversidade e estrutura das espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, no município de São João do Triunfo, Paraná, no intervalo dos anos de 1995 a 2015.

Classificar e analisar o comportamento da sucessão para grupos de espécies ecológicas, modelar e simular projeções em área basal usando um modelo individual de crescimento de árvores independente da distância em Floresta Ombrófila Mista.

Modelar, analisar e simular projeções em área basal usando um modelo individual de crescimento de árvores dependente da distância em Floresta Ombrófila Mista.

## 1.4.BANCO DE DADOS

O estudo foi desenvolvido com dados coletados em parcelas permanentes pertencentes ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) – Sítio 9 (Floresta com Araucária e suas transições), instaladas na Estação Experimental Rudi Arno Seitz da Universidade Federal do Paraná, no município de São João do Triunfo, PR, Brasil. A área total da Estação é de aproximadamente 32 ha. Suas coordenadas geográficas são de 25° 34' 18" S e 50° 05' 56" W e possui altitude de 780 m (SCHAAF et al., 2001)

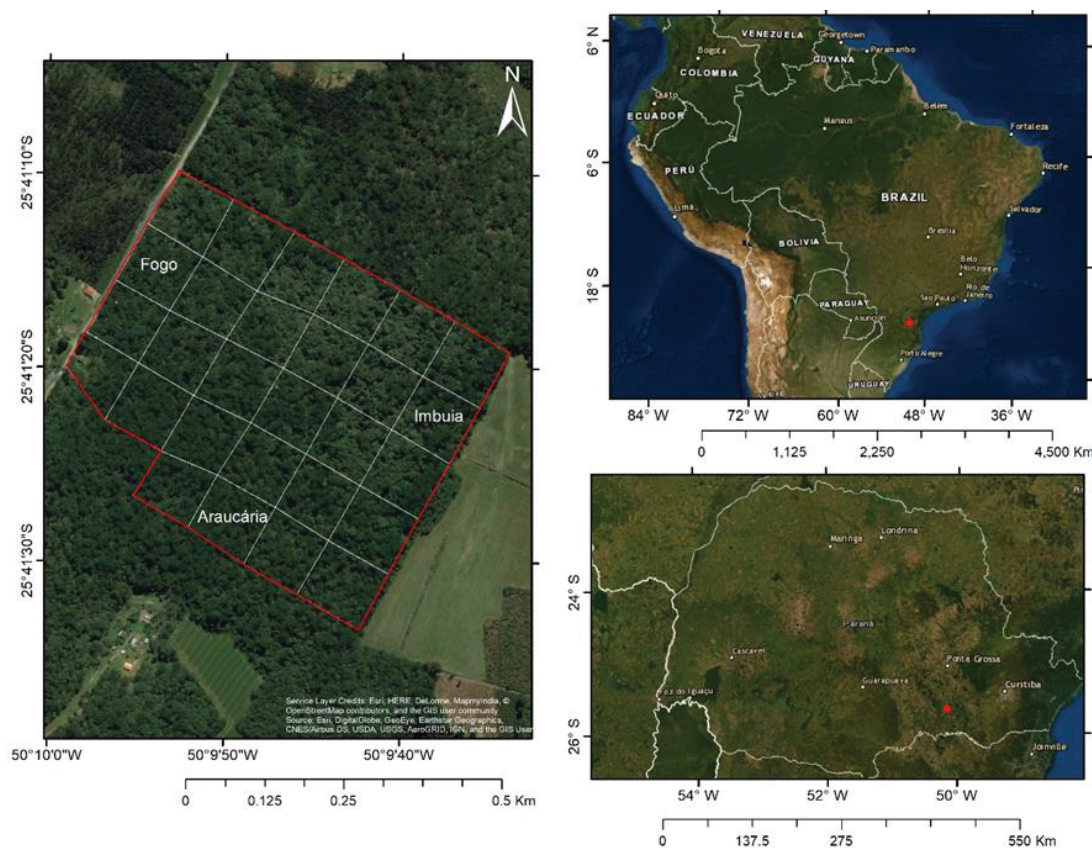
FIGURA 1.

Segundo a classificação climática de Köppen, o clima da região é do tipo Cfb, temperado sempre úmido, com temperatura média anual entre 17 e 18 °C. A umidade relativa média anual varia de 75 a 85% e a precipitação média anual de 1.400 a 1.600 mm. A média do trimestre mais seco (junho, julho e agosto) é de 250 a 350 mm e a média do trimestre mais chuvoso (dezembro, janeiro e fevereiro) oscila em torno de 400 a 500 mm (IAPAR, 2012).

Os solos dessa região são associações de Argissolos Vermelho-Amarelo, Cambissolos Háplicos Tb e Latossolos Vermelhos, ambos Distróficos, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2012). Na área os solos apresentam condições de elevada acidez e baixa saturação por bases, indicando locais de baixa fertilidade natural (Barreto, 2015), com predominância de textura argilosa (Maas, 2015).

Quanto à vegetação, trata-se de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, tendo como principal característica a presença de *Araucaria angustifolia* com outros grupos diferenciados de espécies em sua composição florística (IBGE 2012).

FIGURA 0.1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO EM UM FRAGMENTOS DE FLORESTAS DE ARAUCÁRIA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANÁ, BRASIL.



FONTE: O AUTOR.

LONGHI (1980) realizou os primeiros estudos de vegetação na área com predominância do pinheiro-brasileiro (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.) e algumas espécies folhosas como a imbuia (*Ocotea porosa* (Mez.) L. Barroso), erva-mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil), canelas (Lauraceae), alguns membros da família Myrtaceae, entre outras. Segundo o mesmo autor, esta floresta sofreu inúmeras intervenções no passado.



No ano de 1995, três parcelas permanentes foram instaladas, denominadas de Araucária (parcela 1), Fogo (parcela 2) e Imbuia (parcela 3) as quais possuem uma área de 1 ha cada, de forma quadrada (100 x 100 m) (FIGURA 1).

Todas as parcelas foram medidas anualmente desde o primeiro ano de instalação (1995), sempre no mês de julho, época de dormência de crescimento. Todos os indivíduos arbóreos presentes nas parcelas, com diâmetro à altura do peito igual ou maior a 10 cm ( $DAP \geq 10$  cm) foram identificados, numerados, plaqueteados, medidos e alocados em croqui (coordenadas x, y). As árvores foram medidas utilizando-se fita métrica (precisão de mm) e pintadas na altura do DAP com tinta, visando padronizar o local da medição. As identificações nessa pesquisa seguem o padrão sugerido pelo sistema APG IV (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016).

Segundo Pizatto (1999) as três parcelas foram instaladas em função das características ecológicas, incluindo os tipos florestais da área, das condições de sítio e topografia:

- Parcela Araucária (1): possui predominância de *Araucaria angustifolia* no dossel acompanhada no estrato inferior por espécies arbóreas como *Nectandra grandiflora* (Lauraceae), *Ilex paraguariensis* (Aquifoliaceae) e gêneros de outras famílias como Myrtaceae, Lauraceae, Asteraceae entre outros;
- Parcela Imbuia (2): dominada por espécies folhosas de grande porte, principalmente *Ocotea porosa*. Esta área possivelmente sofreu exploração seletiva no passado, restando atualmente indivíduos com diâmetros elevados;
- Parcela Fogo (3): esta parcela também apresenta dominância de *Araucaria angustifolia*, com histórico de ocorrência de fogo na área da parcela na década de 1980.

### 1.5. ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA.

A análise exploratória dos dados pela estatística descritiva, que tem por objetivo apresentar e resumir os dados para os anos de 1995 e 2015 por parcela (TABELA 1.1).

TABELA 1.1 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DENDROMÉTRICAS PARA O ANO DE 1995 E 2015 DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA DE SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PR.

Parcela Araucária	<i>DAP</i>		<i>H</i>	
	1995	2015	1995	2015
Mínimo	10,00	10,00	13,03	12,88
Média	21,34	22,44	17,04	17,64
Máximo	78,62	84,52	25,72	28,62
Variância	171,01	195,25	9,68	11,57
Desvio padrão	13,10	13,97	3,11	3,40
Coeficiente de Variação (%)	61,38	62,25	18,26	19,28
N	743	773	743	773
N de <i>sp</i>	43	51	43	51
Parcela Imbuia	<i>DAP</i>		<i>H</i>	
	1995	2015	1995	2015
Mínimo	10,02	10,00	12,72	13,18
Média	24,73	23,42	18,03	17,77
Máximo	157,81	164,89	37,20	38,00
Variância	382,64	370,73	16,14	14,42
Desvio padrão	19,56	19,25	4,01	3,80
Coeficiente de Variação (%)	79,09	82,19	22,28	21,37
N	586	660	586	660
N de <i>sp</i>	56	59	56	59
Parcela Fogo	<i>DAP</i>		<i>H</i>	
	1995	2015	1995	2015
Mínimo	10,02	10,02	13,09	13,18
Média	20,50	20,59	17,08	17,19
Máximo	71,30	77,03	25,24	25,91
Variância	125,32	135,28	7,72	7,45
Desvio padrão	11,19	11,63	2,78	2,73
Coeficiente de Variação (%)	54,58	56,48	16,21	15,88
N	616	813	616	813
N de <i>sp</i>	44	59	44	59

Em que: *h* = altura total (m); *n* = número de indivíduos (ha<sup>-1</sup>); *n de sp* = número de espécies.

Nas florestas nativas, por exemplo, a variabilidade de *DAP* é encontrada devido as diferentes espécies. Consequentemente, quando os modelos de regressão

são ajustados para todo o conjunto de dados ou para grupos de espécies, essas variações afetam a magnitude dos erros. As estatísticas descritivas demonstram a grande amplitude dos dados, principalmente para o *DAP* (TABELA 1.1).

## 1.6.REFERÊNCIAS

APG (Angiosperm Phylogeny Group). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV.

**Botanical Journal of the Linnean Society**. v. 181, p. 1-20, 2016.

BARRETO, T. G. **Geoestatística aplicada à modelagem da dinâmica de crescimento e características químicas do solo de um fragmento florestal**. 187f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

BITTENCOURT, J.V.M.; SEBBENN, A.M. **Genetic effects of forest fragmentation in high-density *Araucaria angustifolia* populations** in. *Tree Genet Genomes*. 2009. 5:573–582.

BURKHART, H.E.; TOMÉ, M. **Modeling forest trees and stands**. Dordrecht: Springer; 2012, 457 p.

CASTRO R.V.O. et al. Individual growth model for Eucalyptus stands in Brazil using artificial neural network. **ISRN Forestry**, v. 2013, 2013.

CHASSOT, T. et al. **Modelos de crescimento em diâmetro de árvores individuais de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em Floresta Ombrófila Mista**. *Ciência Florestal*, v. 21, n. 2, p. 303 – 313, 2011.

CUNHA, T.A.; FINGER, C.A.G.; SCHNEIDER, P.R. **Linear mixed model to describe the basal area increment for individual cedro (*Cedrela odorata* L.) trees in occidental Amazon, Brazil**. *Ciência Florestal*, v. 23, n. 3, p. 461 – 470, 2013.

DELLA-FLORA, J.B.; DURLO, M.A.; SPATHELF, P. Modelo de incremento para árvores singulares – *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 1, p. 165 – 177, 2004.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos**. Brasília. 2012.418p.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nation. Global Forest Resources Assessment 2010 – main report. **Forestry Paper**. N. 163. Roma, Italia.

GROSSNICKLE, S. C. **Ecophysiology of Northern Spruce Species: The Performance of planted seedlings**. Canadá, 2000, 407 p

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 2012. 271 p.

LHOTKA, J.M.; LOEWENSTEIN, E.F. An individual tree diameter growth model for managed uneven aged oak shortleaf pine stands in the Ozark Highlands of Missouri, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 3, p. 770 – 778, 2011.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Cartas climáticas do Estado do Paraná**. Disponível em:

<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>. Acesso em: 10/3/2019.

KOCH. Z.; CORRÊA. M.C. **Araucária: a floresta do Brasil meridional**. Olhar Brasileiro, Curitiba. 2002

LONGHI, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze., no sul do Brasil**. 198 f. Dissertação (Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1980.

LUSTOSA JUNIOR I.M et al. **Competition Indexes to Evaluate Tree Growth in a Semi-Deciduous Seasonal Forest**. Floresta e Ambiente, v. 26, p. 1-12, 2019.

MAAS, G. C. B. **Compartimentação do estoque de carbono em Floresta Ombrófila Mista**. 172f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) Setor de Ciências Agrárias – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

MARTINS, F.B; SOARES, C.P.B; LEITE, H.G; SOUZA, A.L; CASTRO, R.V.O. Índices de competição em árvores individuais de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. 2011; 46(9): 1089-1098.

MIRANDA, R. O. V. **Modelagem de árvores individuais para povoamentos não desbastados de Pinus taeda L.** 168f. Tese - (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná. 2016.

MUETZELFELDT. R., MASSHEDER, J. The Simile visual modelling environment. **Eur. J. Agron.** 2003.18, 345–358.

NASCIMENTO, R. G. M. **Modelagem e simulação do crescimento e produção de floresta tropical manejada na Amazônia Oriental**. Tese - (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná. 2016.

NEWTON, A.C. **Forest ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford University Press, Oxford. 2007.

ORELLANA E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados com modelos de árvore individual dependente e independente da distância em um fragmento de Floresta de Araucária no Sul do Brasil**. 154 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

PIZATTO, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR: 1995 a 1998**. 172f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Setor de Ciências Agrárias – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

PRETZSCH, H. **Perspektiven einer modellorientierten Waldwachstumsforschung** Forstwissenschaftliches Centralblatt, v.14, p. 188-209. 1995.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 664 p., 2009.

ROITMAN, I. **Modelagem especial e temporal na mata de galeria do Gama, DF**. 143 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

SATO H. Simulation of the vegetation structure and function in a Malaysian tropical rain forest using the individual based dynamic vegetation model SEIB-DGVM. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 11, p. 2277 – 2286, 2009.

SCARIOT, E.C.; ALMEIDA, D.; dos SANTOS, J.E. **Connectivity dynamics of Araucaria forest and grassland surrounding Passo Fundo National Forest, southern Brazil**. *Nat Conserv.* 2015.13:54–59.

SCHAAF, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Paraná**. UFPR: Universidade Federal do Paraná (Dissertação de Mestrado). 2001, 131p.

SANDS, R. **Forestry in a global context**. CABI, Wallingford. 2005.

SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A.P.; EISFELD, R. L. **Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.)**. no Estado do Paraná, Brasil. *Revista Ciências Exatas e Naturais*, v. 5, n. 1, p. 101-112, 2003.

SEELIGER, U.; CORDAZZO, C. V.; BARBOSA, F. **Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração**. São Paulo. 2002. 184 p.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Florestas do Brasil em resumo: 2019**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Serviço Florestal Brasileiro – Brasília. MAPA/ SFB, 2019, 207p. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/documentos/publicacoes/4261-florestas-do-brasil-em-resumo-digital>>. Acesso em: 02/02/2020.

SILVA, V.L.D.; SCHMITT, J.L. The effects of fragmentation on Araucaria forest: analysis of the fern and lycophyte communities at sites subject to different edge conditions. **Acta Bot Brasilica**. 2015. 29:223–230.

SOUZA, A. L. de; SOARES, C. P. B. **Florestas Nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa: UFV, 2013. 322 p.

STAGE, A.R.; LEDERMANN, T. Effects of competitor spacing in a new class of individual tree indices of competition: semi-distance-independent indices computed for Bitterlich versus fixed-area plots. **Canadian Journal of Forest Research**, v.38, p.890-898, 2008.

STOYAN, D.; PENTTINEN, A. Recent applications of point process methods in Forestry Statistics. **Statistical Science**, v. 15, n. 1, p. 61-78, 2000.

TÉO, S. J. et al. Índice de densidade do povoamento para bracatingais nativos da região Metropolitana de Curitiba, PR. **Cerne**, v. 14, n. 1, 54-61, 2008.

TOMÉ, M.; BURKHART, H.E. Distance-dependent competition measures for predicting growth of individual trees. **Forest Science**, v.35, p.816-831, 1989.

SUBEDI, N.; SHARMA, M. Individual tree diameter growth models for black spruce and jack pine plantation in northern Ontario. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 11, p. 2140 – 2148, 2011

VANCLAY. J.K. **Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests**. Wallingford: CAB International. 1994

VANCLAY. J.K. Growth modelling and yield prediction for sustainable forest management. **Malaysian For.** v. 66, n.1, p. 58-69, 2003.

VELOSO, H. P., GÓES FILHO, L. Fitogeografia brasileira: Classificação fisionômica-ecológica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico Projeto Radambrasil, Série Vegetação**, v.1, p.1-80, 1982.



ZIN, M. T. **Developing a Scientific Basis for Sustainable Management of Tropical Forest Watershed: Cases Studies of Myanmar.**2005. Tese (A dissertation to obtain the degree of Doctor) Faculty of the Forest Science and Forest Ecology, George August-University, Göttingen, july 2005. 282 p.

## 2. COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DINÂMICA DAS ESPÉCIES EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANÁ

### RESUMO

Uma importante iniciativa para estudar as florestas nativas é o Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. Os dados provenientes deste projeto têm permitido, entre outros objetivos, construir modelos de simulação de crescimento em florestas nativas, ainda escassos no Brasil. Para tanto, é fundamental necessário conhecer três características da floresta: composição, estrutura e dinâmica, como aporte de informações da simulação de crescimento. Assim, o objetivo deste trabalho foi estudar essas três características em uma Floresta Ombrófila Mista, para um período de monitoramento de 20 anos. Para tanto, o censo foi efetuado em 3 parcelas de 1 ha cada (100 m x 100 m), localizadas em São João do Triunfo, Paraná, denominadas de Imbuia, fogo e araucária. Todos os indivíduos foram numerados, mensurados em relação a variável diâmetro à altura do peito – 1,30 m acima do solo, em cm) e identificados. O critério de inclusão para mensuração dos indivíduos foi a inclusão daqueles com diâmetro  $\geq 10$  cm. A composição florística e a diversidade (Shannon-Weaver -  $H'$ ) foram avaliadas por parcela para o período de 20 anos, em intervalos de 5 anos. Os dados fitossociológicos foram avaliados para o primeiro (1995) e último (2015) anos, por parcela. O crescimento em área basal total e em grupos (pioneiras, sub-dossel, estrato inferior, heliófilas, umbrófilas e emergentes) foi analisado em intervalos de 5 anos no período de 20 anos de estudo. As famílias mais representativas foram Araucariaceae, Lauraceae, Aquifoliaceae e Myrtaceae e as espécies mais representativas foram *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Nectandra grandiflora* Ness & C. Mart. ex Ness, *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil, *Ocotea porosa* (Nees & C.Mart.) Barroso, *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg e *Myrceugenia cf. euosma* (O. Berg) D. Legrand. O índice de diversidade de Shannon-Weaver para a floresta apresentou no ano de 1995 o menor valor (2,87), e no ano de 2000 o maior valor (3,14). A espécie *Araucaria angustifolia* apresentou o maior Valor de Importância (VI), para todas as parcelas e todos os anos de estudo. No geral, para

a floresta, a taxa de recrutamento foi superior à taxa de mortalidade, revelando que o fragmento se encontra em processo de recomposição e desenvolvimento. A maior taxa anual de mortalidade foi observada na parcela Fogo (3,05%), no ano de 2009, e a menor foi observada na parcela Araucária (0,13%), no ano de 2015. A maior taxa anual de recrutamento foi observada na parcela Fogo (5,2%), no ano de 1999, e a menor na parcela Araucária (0,41%), no ano de 2009. Nos 20 anos de estudo o fragmento apresentou alta diversidade e aumento de densidade, demonstrando estabilidade na estrutura da floresta. No geral, a área basal total por parcelas houve aumento de crescimento; e quando analisado por grupos, as espécies obtiveram maior ganho de área basal durante os 20 anos de estudo.

Palavras-chave: Manejo florestal, Censo florestal, Fitossociologia, Pesquisas ecológicas de longa duração.

### ABSTRACT

Native forest growth simulation models have been developed in Brazil. In its bases it is necessary to know three characteristics of the forest: composition, structure and dynamics. Thus, the objective of this work was to study these three characteristics in a Mixed Tropical Forest. This study will support future others in growth simulation. For this, the census was made in 3 plots of 1 ha each (100 m x 100 m), located in São João do Triunfo, Parana. All individuals were numbered, measured (diameter at breast height - 1.30 m above ground  $\geq 10$  cm), and identified. Floristic composition and diversity (Shannon-Weaver -  $H'$ ) were evaluated by plot at 20 years, at 5-year intervals. Phytosociological data were evaluated for the first (1995) and last (2015) years by plot. Growth in total basal area and in groups (pionners, understory, subcanopy, light demanding, shade tolerant and emergent) was analyzed at 5-year intervals over the 20 year study period. The most representative families were Araucariaceae, Lauraceae, Aquifoliaceae, and Myrtaceae. The most representative species were *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Nectandra grandiflora* Ness & C. Mart. ex Ness, *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil, *Ocotea porosa* (Nees & C.Mart.) Barroso, *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg, and *Myrceugenia cf. euosma* (O. Berg) D. Legrand. Moreover, the forest's Shannon-Weaver diversity index presented the lowest value in 1995 (2.87) and the highest value (3.14) in 2000. Among the species, the

*Araucaria angustifolia* presented the highest value of importance (VI) in all the plots and studied years. Overall, the forest's recruitment rate was higher than the mortality rate, which shows that the fragment is in the process of rearrangement and development. The highest annual mortality rate was observed in the Fogo plot (3.05%) in 2009, and the lowest was observed in the Araucaria plot (0.13%) in 2015. The highest annual recruitment rate was observed in the Fogo plot (5.2%), in 1999, and the smallest in the Araucaria plot (0.41%), in 2009. In 20 years of this study the fragment presented high diversity and density increase, showing stability in the forest structure. In general, the total basal area by plots showed an increase in growth. When analyzed by groups, the species obtained a greater gain in basal area during the 20 years of study.

Keywords: Forest management, Forest census, Phytosociology, Long-term ecological research.

## 2.1.INTRODUÇÃO

A Floresta com Araucária, denominada como Floresta Ombrófila Mista pelo IBGE (2012), é uma das principais formações florestais da região Sul do Brasil, ocorrendo predominantemente em locais de elevada altitude e baixas temperaturas médias anuais. Sua fisionomia é caracterizada pela presença marcante de indivíduos de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em diferentes associações, as quais compreendem agrupamentos de espécies com características próprias, formando estágios sucessionais distintos.

Para estabelecer modelos de crescimento é importante conhecer as três principais características da floresta: estrutura, composição e dinâmica das espécies. Essas informações fornecem suporte para tomadas de decisão em planos de manejo, conservação e preservação, além de dados para modelar o crescimento.

Nesse sentido, existe um importante programa de pesquisa voltado para as florestas nativas: o programa de pesquisas ecológicas de longa duração. Os dados desses experimentos, entre outros aspectos e objetivos, subsidiam informações para análise florística e estrutural de determinada vegetação, permitindo avaliar a própria floresta monitorada e também comparar com outras formações florestais. Ainda, como o monitoramento é contínuo, dados de dinâmica das diversas variáveis

fitossociológicas são obtidas. Essas informações são particularmente úteis para Engenheiros Florestais e outros profissionais que estudam as florestas nativas, daí a importância em apresentá-las em um artigo científico.

A mudança na composição estrutural e funcional das florestas, caracterizada pela dinâmica florestal, ocorre de estudos ao longo do tempo. Cada uma dessas mudanças é considerada como uma transição de um estágio sucessional para outro, de acordo com Machado (2005), podem ser verificadas tanto na demografia como na biomassa, tradicionalmente expressos como densidade e área basal.

A estrutura horizontal de uma floresta caracteriza a presença de cada espécie em determinada tipologia florestal em relação às outras e a maneira que essa se encontra distribuída espacialmente na área (SCOLFORO, 1998), da qual são calculados os parâmetros populacionais de densidade, dominância e frequência (SOUZA e SOARES, 2013).

A densidade (ou abundância) é o índice que se refere ao número de indivíduos de cada espécie dentro de uma associação vegetal, e é sempre referido a uma unidade de área (ha) (MARTINS, 1991).

A dominância expressa a proporção do espaço que cada espécie ocupa em relação à uma área. A área basal é uma das variáveis mais utilizadas para mensurar a dominância de árvores em uma floresta, sendo obtida pela soma das áreas transversais dos indivíduos pertencentes a uma mesma espécie ou povoamento por unidade de área (LONGHI et al., 1992; FARIAS et al., 1994; SOUZA e SOARES, 2013; SCOLFORO, 1998).

A frequência corresponde à porcentagem de unidades amostrais onde ocorre pelo menos um indivíduo de uma determinada espécie. Portanto, expressa a relação entre unidades onde ocorre a espécie e o total de unidades da amostra. Este parâmetro apresenta a uniformidade da distribuição horizontal de cada espécie em relação à área (HOSOKAWA et al., 1998).

A união dos valores relativos de densidade, dominância e frequência, em uma única expressão é o índice de valor de importância (IVI), em que um único valor permite a caracterização da importância de cada espécie na floresta (LAMPRECHT, 1990).

Tomadas de decisão em relação à ótica de manejo, conservação e preservação em um fragmento de floresta nativa exigem informações da composição florística, diversidade e estrutura das espécies arbóreas. Assim, o objetivo desse

trabalho foi analisar a composição florística, estrutura e dinâmica das espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, no município de São João do Triunfo, Paraná, para um período de monitoramento de 20 anos.

## 2.2. MATERIAL E MÉTODOS

A localização das áreas de estudo, forma da coleta de dados e variáveis coletadas estão especificadas no item 1.4 do primeiro capítulo.

A discussão dos resultados por parcela foi uma opção usada para se confirmar as diferenças evidenciadas durante o trabalho de coleta em campo.

A composição florística foi avaliada nos anos de 1995 e 2015, a ocorrência ou ausência de cada espécie foi efetuada durante as remediações em intervalos de 5 anos (TABELA 2.1). Todas as espécies, gêneros e famílias possíveis de identificação foram avaliadas pelo sistema IV (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016) e comparados com os exemplares do Herbário do Departamento de Botânica da UFPR.

A diversidade das espécies em diferentes situações é comumente analisada por meio de índices, constituindo estas proporções ou outras expressões matemáticas das relações de importância de espécies (ODUM, 1988).

A diversidade florística da área de estudo foi calculada usando-se o índice de Shannon-Weaver ( $H'$ ) (1949). Conforme apresentado na expressão 1.

$$H' = \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} * \ln \frac{n_i}{N} \quad (1)$$

Em que:  $H'$  é o índice de diversidade de Shannon-Weaver;  $n_i$  é o número de indivíduos amostrados para a  $i$ -ésima espécie;  $N$  é o número total de indivíduos amostrados;  $\ln$  é o logaritmo neperiano.

A análise fitossociológica da área foi avaliada por parcela e para o conjunto das parcelas. A análise da estrutura horizontal quantifica a presença de cada espécie em relação às outras e analisa a forma de sua distribuição espacial (HOSOKAWA; MOURA; CUNHA, 1998).

A estrutura horizontal da floresta foi caracterizada a partir do cálculo das variáveis fitossociológicas: densidade absoluta; dominância absoluta; frequência absoluta; densidade relativa; dominância relativa; frequência relativa e o índice de valor de importância (MUELLER-DOMBAIS e ALLENBERG, 1974; SCHNEIDER, 2009).



A mortalidade nas parcelas foi determinada pelo número de indivíduos encontrados mortos no momento da medição anual. No ano seguinte a árvore morta não é contabilizada as medições dos indivíduos novos mortos, sendo retirados do banco de dados na medição do ano seguinte.

A taxa de mortalidade foi calculada pela expressão 2.

$$M\% = \frac{M}{N_s} * 100 \quad (2)$$

Em que:  $M\%$  = é a taxa de mortas,  $M$  = é o número de árvores mortas no período de análise e  $N_s$  = é o número de árvores vivas no período estudado.

O recrutamento nas parcelas foi determinado pelo número de árvores que atingiram o valor  $dap \geq 10$  cm, no momento da medição anual.

A taxa de recrutamento foi calculada pela expressão 3.

$$R\% = \frac{N}{N_s} * 100 \quad (3)$$

Em que:  $R\%$  = é a taxa de recrutas,  $N$  é número de árvores recrutadas no período de análise e  $N_s$  é o número de árvores vivas no período estudado.

As análises foram feitas considerando o 1º período como sendo a mortalidade/recrutamento entre 1995 e 1996 e assim sucessivamente até o período que corresponde à mortalidade/recrutamento entre 2014 e 2015.

A caracterização da dinâmica do fragmento florestal estudado foi a partir do crescimento em área basal total e por grupos de espécies (pioneiras, sub-dossel, estrato inferior, heliófilas, umbrófilas e emergentes), dentro de um período de 20 anos (1995-2015) em intervalos de 5 anos.

## 2.3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do estudo da composição florística e fitossociologia estão apresentados por parcela e por ano e/ou período analisado na TABELA 2.1.

As espécies encontradas na análise florística estão listadas na TABELA 2.1 por nome científico, nome popular e famílias botânicas, e por presença ou ausência nas parcelas para os anos de 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015.

No estudo por parcelas, nos anos de 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015, foram encontradas 743, 702, 721, 737 e 773 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente, na parcela Araucária

distribuídos entre 41 e 51 espécies. As espécies *Coussarea contracta* (Walp.) Müll.Arg., *Erythroxylum deciduum* A.St.-Hil., *Ilex dumosa* Reissek, *Persea alba* Nees & Mart., *Prunus myrtifolia* (L.) Urb., *Rudgea jasminoides* (Cham.) Müll. Arg. e *Styrax leprosus* Hook. & Arn. ocorreram apenas nessa parcela.

A parcela Imbuia apresentou valores inferiores em número de indivíduos, 586, 591, 638, 663 e 665 para os anos citados, e valores superiores em relação ao número de espécies, entre 48 e 59, respectivamente. Essa parcela apresenta maior diversidade de espécies em relação às demais, na qual as espécies *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg., *Albizia edwallii* (Hoehne) Barneby & J. Grimes, *Campomanesia guazumifolia* (Cambess.) O. Berg, *Citronella gongonha* (Mart.) R. A. Howard, *Cryptocarya aschersoniana* Mez, *Daphnopsis racemosa* Griseb, *Eugenia rostrifolia* D.Legrand, *Maytenus ilicifolia* Mart. ex Reiss, *Myrceugenia myrcioides* (Cambess.) O. Berg, *Nectandra lanceolata* Nees, *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez, *Ocotea diospyrifolia* (Meisn.) Mez, *Ocotea elegans* Mez, *Ocotea pulchella* (Nees) Mez, *Ocotea silvestris* Vattimo-Gil, *Pouteria caimito* (Ruiz et Pavon) Radlk, *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs, *Sloanea lasiocoma* K.Schum, *Solanum mauritianum* Scop, *Symplocos celastrinea* Mart. ex Miq, *Trichilia elegans* A. Juss. e *Xylosma pseudosalzmanii* Sleumer ocorram e ocorrem apenas na parcela Imbuia.

A parcela Fogo apresentou valores em número de indivíduos semelhantes com a parcela Araucária, 616 (ano de 1995), 693 (ano de 2000), 768 (ano de 2005), 769 (ano de 2010) e 813, (ano de 2015) distribuídos entre 44 e 59 espécies. Esperava-se uma diversidade de espécies maior nessa parcela em relação às demais, devido ao histórico da área (ocorrência de fogo na década de 1980) com a aberturas de clareiras. Espécies como *Aegiphila integrifolia* (Jacq.) Moldenke, *Clethra scabra* Pers., *Curitiba prismatica* (D. Legrand) Salywon & L. R. Landrum, *Eugenia handroana* D. Legrand, *Ilex microdonta* Reissek, *Mimosa scabrella* Benth, *Myrceugenia cf. euosma*, *Myrcia guianensis* (Aubl.) DC e *Myrcia palustris* DC ocorreram e ocorrem apenas na parcela Fogo.

Para apresentar os indivíduos por famílias, foi adotado um ranking com as três espécies e famílias respectivas mais representativas, pois elas totalizam mais de 50% dos indivíduos em relação à densidade de cada parcela.

Na parcela Araucária foram encontradas 26 famílias, sendo as três mais representativas: Araucariaceae, Lauraceae e Aquifoliaceae, representadas pelas

espécies: *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Nectandra grandiflora* Ness & C. Mart. ex Ness e *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil, respectivamente.

A parcela Imbuia também apresentou 28 famílias, porém diferenciadas da parcela Araucária, sendo elas: a família Araucariaceae com a espécie *Araucaria angustifolia*; Lauraceae representada pela espécie *Ocotea porosa* (Nees & C.Mart.) Barroso; e a Myrtaceae com a espécie *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg.

As famílias mais representativas da parcela Fogo foram: Araucariaceae; Myrtaceae e Lauraceae de um total de 28 famílias, integradas pelas respectivas espécies *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Myrceugenia cf. euosma* (O. Berg) D. Legrand e *Nectandra grandiflora* Ness & C. Mart. Ex Ness.

A presença da espécie exótica *Hovenia dulcis* Thunb. (Uva-do-Japão) ocorre em todas as parcelas. A ocorrência dessa espécie invasora em Floresta Ombrófila Mista é frequente, onde sua regeneração natural é intensa por meio de sementes provenientes de frutificação consistente e facilidade de adaptação. Além disso, não tem inimigo natural e apresenta rápido crescimento (PIMENTEL et al., 2008).

TABELA 0.1 - COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA NAS TRÊS PARCELAS NOS ANOS DE 1995, 2000, 2005, 2010 E 2015 ENCONTRADOS NO FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANÁ.

Nome científico	Nome popular	Família	1995	2000	2005	2010	2015
<b>Araucária</b>							
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	chal chal	Sapindaceae	*	*	*	*	*
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	araticum	Annonaceae	*	*	*	*	*
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	pinheiro do paraná	Araucariaceae	*	*	*	*	*
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jeriv�	Arecaceae	*	*	*	*	*
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	murta	Myrtaceae	*	*	*	*	*
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	guabioba	Myrtaceae	*	*	*	*	*
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwanke	pimenteira	Canellaceae	*	*	*	*	*
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guaçatunga	Salicaceae	*	*	*	*	*
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	carvalhinho	Salicaceae	-	-	*	*	*
<i>Cedrela fissilis</i>	cedro rosa	Meliaceae	-	-	*	*	*
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	--	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Cinnamomum vesiculosum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	canela alho	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) M�ll.Arg.	--	Rubiaceae	-	-	*	*	*
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	camboatá vermelho	Sapindaceae	*	*	*	*	*
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	casca de anta	Winteraceae	*	*	*	*	*
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	nespereira	Rosaceae	*	-	-	-	*
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	coc�o	Erythroxylaceae	*	*	*	*	*
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga	Myrtaceae	*	*	*	*	*
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr.	cambará	Asteraceae	*	-	-	-	*
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	uva do jap�o	Rhamnaceae	*	*	*	*	*
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	ca�na	Aquifoliaceae	*	*	*	*	*
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	ca�na	Aquifoliaceae	*	*	*	*	*
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	erva mate	Aquifoliaceae	*	*	*	*	*
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	ca�na	Aquifoliaceae	*	*	*	*	*
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	caroba	Bignoniaceae	*	*	*	*	*
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	aroeira brava	Anacardiaceae	*	*	*	*	*
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	a�olta cavalo	Malvaceae	-	-	*	*	*
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	farinha seca	Fabaceae	*	*	*	*	*
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	camboatá branco	Sapindaceae	*	*	*	*	*
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	guamirim	Myrtaceae	-	-	-	-	*
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	capororoca	Primulaceae	*	*	*	*	*
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	capororoca	Primulaceae	-	-	*	*	*

<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	canela fedida	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	imbuia	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela guaiá	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Persea alba</i> Nees & Mart.	pau andrade	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	--	Asteraceae	*	*	*	*	*
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	vassourão branco	Asteraceae	*	*	*	*	*
<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) D.Dietr.	--	Rosaceae	*	*	*	*	*
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	pessegueiro do mato	Rosaceae	-	-	-	-	*
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	--	Rubiaceae	-	-	*	*	*
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	murupitá	Euphorbiaceae	*	*	*	*	*
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	aroeira vermelha	Anacardiaceae	*	*	-	-	*
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	leiteiro	Euphorbiaceae	*	*	*	*	*
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	carne de vaca	Styracaceae	*	*	*	*	*
<i>Symplocos niedenzuiana</i>	maria mole miúda	Symplocaceae	*	*	*	*	*
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob.	vassourão branco	Asteraceae	*	*	*	*	*
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	tarumã	Lamiaceae	*	*	*	*	*
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman	mamica de cadela	Rutaceae	*	*	*	*	*
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	mamica de cadela	Rutaceae	*	*	*	*	*
<b>Imbuia</b>							
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	laranjeira do mato	Euphorbiaceae	*	*	*	*	*
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J. Grimes	angico pururuca	Fabaceae	*	*	*	*	*
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	chal chal	Sapindaceae	*	*	*	*	*
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	araticum	Annonaceae	*	*	*	*	*
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	pinheiro do paraná	Araucariaceae	*	*	*	*	*
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	murta	Myrtaceae	*	*	*	*	*
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	sete-capotes	Myrtaceae	*	*	*	*	*
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	guabioba	Myrtaceae	*	*	*	*	*
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwanke	pimenteira	Canellaceae	*	*	*	*	*
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guaçatunga	Salicaceae	*	*	*	*	*
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	carvalhinho	Salicaceae	-	-	-	-	*
<i>Cedrela fissilis</i>	cedro rosa	Meliaceae	*	*	*	*	*
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	--	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Cinnamomum vesiculosum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	canela alho	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	congonha	Cardiopteridaceae	-	-	-	-	*
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	canela fogo	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	camboatá vermelho	Sapindaceae	*	*	*	*	*

<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	casca de anta	Winteraceae	*	-	-	-	-
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	embira	Thymelaeaceae	*	-	*	-	-
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	cerejeira	Myrtaceae	*	*	*	*	*
<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	batinga	Myrtaceae	-	-	-	-	*
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga	Myrtaceae	*	*	*	*	*
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr.	cambará	Asteraceae	*	-	-	-	-
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	uva do japão	Rhamnaceae	*	*	*	*	*
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	caúna	Aquifoliaceae	*	-	-	-	-
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	erva mate	Aquifoliaceae	*	*	*	*	*
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	caúna	Aquifoliaceae	*	*	*	*	*
<i>Inga</i> sp.	inga	Fabaceae	*	-	*	*	-
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	caroba	Bignoniaceae	*	*	*	*	*
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	aroeira brava	Anacardiaceae	*	*	*	*	*
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	aroeira	Anacardiaceae	-	-	*	*	*
<i>Lonchocarpus</i> sp.	rabo de bugio	Fabaceae	*	*	*	*	*
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	açoita cavalo	Malvaceae	*	*	*	*	*
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	farinha seca	Fabaceae	*	*	*	*	*
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	camboatá branco	Sapindaceae	*	*	*	*	*
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reiss	espinheira santa	Celastraceae	*	*	*	*	*
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	araçarana	Myrtaceae	-	*	*	*	*
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	guaminim	Myrtaceae	*	*	*	*	*
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	capororoca	Primulaceae	*	*	*	*	*
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	canela amarela	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	canela preta	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	canela	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	canela	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Ocotea elegans</i> Mez	canela parda	Lauraceae	-	-	-	-	*
<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	imbuia	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela guaiçá	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	canela do brejo	Lauraceae	*	-	*	*	-
<i>Ocotea</i> sp.	canela	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	canela	Lauraceae	*	*	*	*	*
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz et Pavon) Radlk.	--	Sapotaceae	-	-	*	*	*
<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltld.) D.Dietr.	--	Rosaceae	*	*	*	*	*
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	murupitá	Euphorbiaceae	*	*	*	*	*
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	leiteiro	Euphorbiaceae	-	-	-	-	*
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	branquilha	Euphorbiaceae	*	*	*	*	*

<i>Sloanea lasiocoma</i> K. Schum.	--	Elaeocarpaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Solanum argenteum</i> Dun. ex Poir.	santa bárbara	Solanaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	fumo bravo	Solanaceae	*	-	-	*	*	*
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	carne de vaca	Styracaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	maria mole branca	Symplocaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Symplocos niedenzuiana</i>	maria mole miúda	Symplocaceae	-	-	*	*	-	-
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	pau de ervilha	Meliaceae	-	-	-	*	*	*
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	--	Salicaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	mamica de cadela	Rutaceae	*	*	*	*	*	*
<b>Fogo</b>								
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	gaioleira	Lamiaceae	-	-	*	*	*	*
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	chal chal	Sapindaceae	-	*	*	*	*	*
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	pinheiro do paraná	Araucariaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jervá	Areaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	murta	Myrtaceae	-	-	*	*	*	*
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	guabioba	Myrtaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwanke	pimenteira	Canellaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guaçatunga	Salicaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	carvalhinho	Salicaceae	-	-	-	-	-	*
<i>Cedrela fissilis</i>	cedro rosa	Meliaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	--	Lauraceae	*	*	*	*	*	*
<i>Cinnamomum vesiculosum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	canela alho	Lauraceae	*	*	*	*	*	*
<i>Clethra scabra</i> Pers.	carne de vaca	Clethraceae	*	*	*	*	*	*
<i>Curitiba prismatica</i> (D. Legrand) Salywon & L. R.								
Landrum	cerninho	Myrtaceae	-	-	-	-	-	*
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	coçõ	Erythroxylaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand	--	Myrtaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	cerejeira	Myrtaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga	Myrtaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr.	cambará	Asteraceae	*	*	*	*	*	*
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	uva do japão	Rhamnaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	caúna	Aquifoliaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Ilex microdonia</i> Reissek	caúna	Aquifoliaceae	-	-	-	-	-	*
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	erva mate	Aquifoliaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	caúna	Aquifoliaceae	*	*	*	*	*	*
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	caroba	Bignoniaceae	*	*	*	*	*	*



<i>Liana lenhosa</i>	--	-	-	*	*	*	*
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	aroeira brava	*			Anacardiaceae		*
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	aroeira	-			Anacardiaceae		*
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	açõita cavalo	*			Malvaceae		*
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	farinha seca	*			Fabaceae		*
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	camboatá branco	*			Sapindaceae		*
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	bracatinga	*			Fabaceae		*
<i>Myrceugenia cf. euosma</i>	--	*			Myrtaceae		*
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	--	-			Myrtaceae		*
<i>Myrcia palustris</i> DC.	pitangueira do mato	-			Myrtaceae		*
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	guaminim	*			Myrtaceae		*
<i>Myrcia</i> sp.	--	*			Myrtaceae		*
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	capororoca	*			Primulaceae		*
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	capororoca	*			Primulaceae		*
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	canela fedida	*			Lauraceae		*
<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	imbuia	*			Lauraceae		*
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela guaicaá	*			Lauraceae		*
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	--	*			Asteraceae		*
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusen ex Malme	vassourão branco	*			Asteraceae		*
<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) D.Dietr.	--	*			Rosaceae		*
<i>Psidium</i> sp.	--	*			Myrtaceae		*
<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	limoeiro do mato	-			Rubiaceae		*
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	carvalho	-			Proteaceae		*
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	murupitá	*			Euphorbiaceae		*
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	aroeira vermelha	*			Anacardiaceae		*
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	leiteiro	*			Euphorbiaceae		*
<i>Solanum argenteum</i> Dun. ex Poir.	santa bábara	*			Solanaceae		*
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	joá manso	-			Solanaceae		*
<i>Symplocos niedenzuiana</i>	maria mole miúda	*			Symplocaceae		-
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	vassourão branco	*			Asteraceae		*
<i>Vitex megapota mica</i> (Spreng.) Moldenke	tarumã	-			Lamiaceae		*
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman	mamica de cadela	*			Rutaceae		*
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	mamica de cadela	-			Rutaceae		*

Em que: - ausência; \* presença

Os índices de diversidade quantificam a variedade de espécies de um determinado fragmento florestal ou comunidade. Neste estudo a diversidade para as parcelas e floresta foi calculada pelo índice de Shannon-Weaver, ao longo dos 20 anos em intervalos de 5 anos (TABELA 2.2).

TABELA 0.2 - VALORES PARA O ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER, NO PERÍODO DE 1995 ATÉ 2015 (COM INTERVALOS DE 5 ANOS) EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO/PR.

Parcela	1995	2000	2005	2010	2015
Araucária	2,44	2,32	2,33	2,34	2,68
Imbuia	3,37	3,32	3,40	3,45	3,40
Fogo	2,81	2,92	2,97	2,98	3,05
Floresta	2,87	2,91	3,01	3,02	3,14

A Floresta apresentou no ano de 1995 o menor valor para o Índice de Shannon-Weaver (2,87), e o maior valor para o ano de 2015 (3,14), demonstrando aumento dessa uniformidade de abundância e diversidade do fragmento. Segundo Magurran (1989) os valores de Índice de Shannon-Weaver em geral situam-se entre 1,50 e 3,50 e raramente ultrapassam 4,50, valores considerados também por Durigan (1999) para a Floresta Ombrófila Mista (TABELA 2.2).

Na avaliação por parcelas, a parcela Araucária apresentou o menor valor para o Índice de Shannon-Weaver. A parcela Imbuia com o maior valor entre as medições efetuadas no presente estudo, corroborando com Barreto (2015), que obteve valores próximos (variação de 3,41 a 3,43) em estudo realizado para o período de 2009 a 2013 na mesma área. Em outros estudos também foram encontrados valores próximos aos do presente estudo (DALLA LANA, 2012). Segundo Magurran (1989), essa variação nos valores está relacionada com a abundância das espécies, ou seja, quanto maior a uniformidade, maior será os valores do Índice de Shannon-Weaver.

Estudos realizados em outros fragmentos, em Floresta Ombrófila Mista com o mesmo delineamento deparou-se com esses resultados em General Carneiro, Paraná, em 11 anos de estudo, com variação de 2,79 a 2,85 (MOGNON, 2011).

Ebling (2012) constatou para a Floresta Ombrófila Mista de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul uma média de 3,71, demonstrando alta diversidade florística comparativamente aos demais.

TABELA 0.3 – ANOVA PARA O ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER, NO PERÍODO DE 1995 A 2015 (COM INTERVALOS DE 5 ANOS) EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO/PR.

FV	GL	SQ	QM	F
Blocos	4	0,06671	0,01668	2,0040 <sup>NS</sup>
Tratamentos	2	2,33849	1,16925	140,5063 **
Resíduos	8	0,06657	0,00832	
Total	14	2,47177		

Em que: FV = Fonte de Variação; GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma de Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Teste Estatístico; Blocos = Anos; Tratamentos = Parcelas.

Média dos tratamentos	
2 (Imbuia)	3,38800 a
3 (Fogo)	2,94600b
1 (Araucária)	2,42200c

Os valores referentes à estrutura horizontal estão descritos primeiramente para cada uma das parcelas, para os anos de 1995 e 2015. De modo a reduzir o banco de informações, os resultados das três parcelas foram descritos nas Tabelas 2.4 e 2.5, ordenados de modo decrescente com base no Valor de Importância.

Na distribuição dos indivíduos por espécies foi adotado um ranking com as dez mais representativas em densidade para cada parcela estudada. Nota-se que nas três parcelas a presença marcante da espécie *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, anos de 1995 e 2015, caracterizando como a principal espécie da Floresta Ombrófila Mista em estudo.

Em alguns estudos conduzidos em diferentes partes do Sul do Brasil, *Araucaria angustifolia* foi classificada como uma das três espécies de árvores mais importantes entre outras, por meio do índice de valor de importância (IVI) (Galvão et al., 1989; Negrelle e Leuchtenberger, 2001; Rondon Neto et al., 2002; Sanquetta et al., 2007; Silva e Marconi, 1990; Valério et al., 2008), que é calculado com base na frequência relativa, dominância e abundância de todas as espécies arbóreas encontradas no fragmento florestal.

As espécies que apresentaram maior densidade na parcela Araucária foram a *Araucaria angustifolia*, *Nectandra grandiflora* Ness e *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil & C. Mart. ex Ness, representando 33,1, 14,6 e 14,1% do total de indivíduos e totalizando 61,8% para o ano de 1995. Em 2015, houve redução de quase 28% na densidade da espécie *Araucaria angustifolia*, no período de 20 anos.

Na parcela Imbuia, no ranking dos aspectos fitossociológicos, a espécie *Araucaria angustifolia* apresenta os maiores valores para todos os parâmetros. A espécie *Ocotea porosa* (Nees & C.Mart.) na parcela Imbuia apresentou em 1995 e em 2015 densidade absoluta de 27,00 ha<sup>-1</sup>, o número permaneceu o mesmo.

TABELA 0.4 - ASPECTOS FITOSSOCIOLÓGICOS PARA O ANO DE 1995 EM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PR.

Parcela Araucária 1995	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
<i>Araucaria angustifolia</i>	246,00	33,11	22,05	60,26	100	2,32	31,90
<i>Nectandra grandiflora</i>	109,00	14,67	1,73	4,74	100	2,32	7,24
<i>Ilex paraguariensis</i>	105,00	14,13	1,66	4,55	100	2,32	7,00
<i>Capsicodendron dinisii</i>	37,00	4,98	1,92	5,27	100	2,32	4,19
<i>Ilex brevicuspis</i>	36,00	4,85	1,83	5,02	100	2,32	4,06
<i>Symplocos niedenzuiana</i>	32,00	4,31	0,43	1,17	100	2,32	2,60
<i>Lithraea brasiliensis</i>	20,00	2,69	0,95	2,59	100	2,32	2,53
<i>Cinnamomum vesiculosum</i>	15,00	2,02	0,93	2,54	100	2,32	2,30
<i>Matayba elaeagnoides</i>	10,00	1,34	1,15	3,16	100	2,32	2,27
<i>Casearia decandra</i>	25,00	3,36	0,25	0,69	100	2,32	2,12
Totais	743	100	36,59	100	4300	100	300

Parcela Imbuia 1995	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
<i>Araucaria angustifolia</i>	50	8,53	11,15	24,38	100	1,85	11,59
<i>Ocotea porosa</i>	27	4,60	7,38	16,15	100	1,85	7,53
<i>Ocotea puberula</i>	40	6,82	5,87	12,85	100	1,85	7,17
<i>Matayba elaeagnoides</i>	45	7,67	3,40	7,43	100	1,85	5,65
<i>Styrax leprosus</i>	49	8,36	1,12	2,46	100	1,85	4,22
<i>Casearia decandra</i>	46	7,84	1,07	2,35	100	1,85	4,01
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	46	7,85	0,62	1,36	100	1,85	3,69
<i>Luehea divaricata</i>	15	2,55	2,00	4,39	100	1,85	2,93
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	24	4,09	0,95	2,09	100	1,85	2,68
<i>Nectandra lanceolata</i>	14	3,38	1,40	3,07	100	1,85	2,44
Totais	586	100	45,73	100	5400	100	300

Parcela Fogo 1995	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
<i>Araucaria angustifolia</i>	145,00	23,54	13,66	51,76	100	2,27	25,85
<i>Matayba elaeagnoides</i>	55,00	8,93	3,17	12,02	100	2,27	7,74
<i>Nectandra grandiflora</i>	72,00	11,69	1,23	4,68	100	2,27	6,21
<i>Myrceugenia cf. euosma</i>	52,00	8,44	0,94	3,55	100	2,27	4,75
<i>Myrsine ferruginea</i>	40,00	6,49	0,84	3,20	100	2,27	3,98
<i>Lithraea brasiliensis</i>	33,00	5,36	0,95	3,61	100	2,27	3,74
<i>Capsicodendron dinisii</i>	23,00	3,73	0,97	3,69	100	2,27	3,23
<i>Eugenia handroana</i>	32,00	5,19	0,39	1,47	100	2,27	2,97
<i>Mimosa scabrella</i>	29,00	4,71	0,44	1,65	100	2,27	2,87
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	18,00	2,92	0,51	1,94	100	2,27	2,37
Totais	616	100	26,40	100	4400	100	300

Em que: DA = é a Densidade Absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); DoA = é a Dominância Absoluta (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>); FA = é a Frequência Absoluta (%); DR = é a Densidade Relativa (%); DoR = é a Dominância Relativa (%); FR = é a Frequência Relativa (%); IVI = é o Valor de Importância (%).

TABELA 0.5 - ASPECTOS FITOSSOCIOLÓGICOS PARA O ANO DE 2015 EM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PR.

Parcela Araucária 2015	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
<i>Araucaria angustifolia</i>	179,00	23,16	9,53	22,47	100	1,97	15,86
<i>Ilex paraguariensis</i>	129,00	16,69	6,81	16,05	100	1,97	11,56
<i>Nectandra grandiflora</i>	120,00	15,52	6,20	14,62	100	1,97	10,69
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	40,00	5,17	2,47	5,84	100	1,97	4,32
<i>Casearia decandra</i>	38,00	4,91	2,30	5,43	100	1,97	4,10
<i>Ilex brevicuspis</i>	33,00	4,27	1,94	4,57	100	1,97	3,60
<i>Symplocos niedenzuiana</i>	28,00	3,62	1,89	4,46	100	1,97	3,35
<i>Capsicodendron dinisii</i>	31,00	4,01	1,30	3,06	100	1,97	3,01
<i>Cinnamomum vesiculosum</i>	23,00	2,98	1,63	3,84	100	1,97	2,92
<i>Prunus brasiliensis</i>	22,00	2,85	1,65	3,89	100	1,97	2,90
Totais	773	100	42,42	100	5100	100	300

Parcela Imbuia 2015	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
<i>Araucaria angustifolia</i>	48,00	7,27	13,86	29,10	100	1,66	12,68
<i>Ocotea porosa</i>	27,00	4,09	7,89	16,58	100	1,66	7,44
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	76,00	11,51	1,35	2,84	100	1,66	5,34
<i>Matayba elaeagnoides</i>	41,00	6,21	3,38	7,10	100	1,66	4,99
<i>Styrax leprosus</i>	57,00	8,63	1,85	3,90	100	1,66	4,73
<i>Eugenia uniflora</i>	63,00	9,54	0,75	1,57	100	1,66	4,26
<i>Luehea divaricata</i>	15,00	2,26	2,47	5,18	100	1,66	3,04
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	26,00	3,93	1,27	2,67	100	1,66	2,76
<i>Casearia decandra</i>	26,00	3,93	0,80	1,67	100	1,66	2,42
<i>Ocotea puberula</i>	15,00	2,27	1,44	3,02	100	1,66	2,32
Totais	660	100	47,64	100	6000	100	300

Parcela Fogo 2015	DA	DR	DoA	DoR	FA	RF	IVI
<i>Araucaria angustifolia</i>	146,00	17,96	17,67	49,53	100	1,69	23,05
<i>Nectandra grandiflora</i>	144,00	17,71	3,03	8,50	100	1,69	9,30
<i>Matayba elaeagnoides</i>	58,00	7,13	3,49	9,78	100	1,69	6,20
<i>Myrceugenia cf. euosma</i>	45,00	5,54	0,99	2,77	100	1,69	3,33
<i>Myrsine ferruginea</i>	39,00	4,79	0,88	2,46	100	1,69	2,99
<i>Cinnamomum vesiculosum</i>	42,00	5,16	0,73	2,05	100	1,69	2,97
<i>Lithraea brasiliensis</i>	28,00	3,44	0,89	2,50	100	1,69	2,54
<i>Eugenia handroana</i>	31,00	3,81	0,48	1,35	100	1,69	2,28
<i>Cinnamomum sellowianum</i>	26,00	3,20	0,52	1,46	100	1,69	2,11
<i>Cedrela fissilis</i>	26,00	3,19	0,46	1,29	100	1,69	2,06
Totais	813	100	35,67	100	5900	100	300

Em que: DA = é a Densidade Absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); DoA = é a Dominância Absoluta (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>); FA = é a Frequência Absoluta (%); DR = é a Densidade Relativa (%); DoR = é a Dominância Relativa (%); FR = é a Frequência Relativa (%); IVI = é o Valor de Importância (%).

Para os anos de 1995 e 2015 a densidade absoluta da parcela Fogo foi de 616 ind.ha<sup>-1</sup> e 813 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente, cujo aumento é de 24%, uma média de ingresso de 9,85 ind.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. No ano de 1995 as espécies *Araucaria angustifolia*, *Nectandra grandiflora*, *Matayba elaeagnoides* Radlk em ordem decrescente são as espécies que apresentaram maior dominância, frequência, valor de cobertura e de importância em ambos os anos. Para ano de 2015 a espécie *Araucaria angustifolia*

permanece em primeiro lugar, e inverte a posição, em segunda posição *Matayba elaeagnoides* e terceiro *Nectandra grandiflora*.

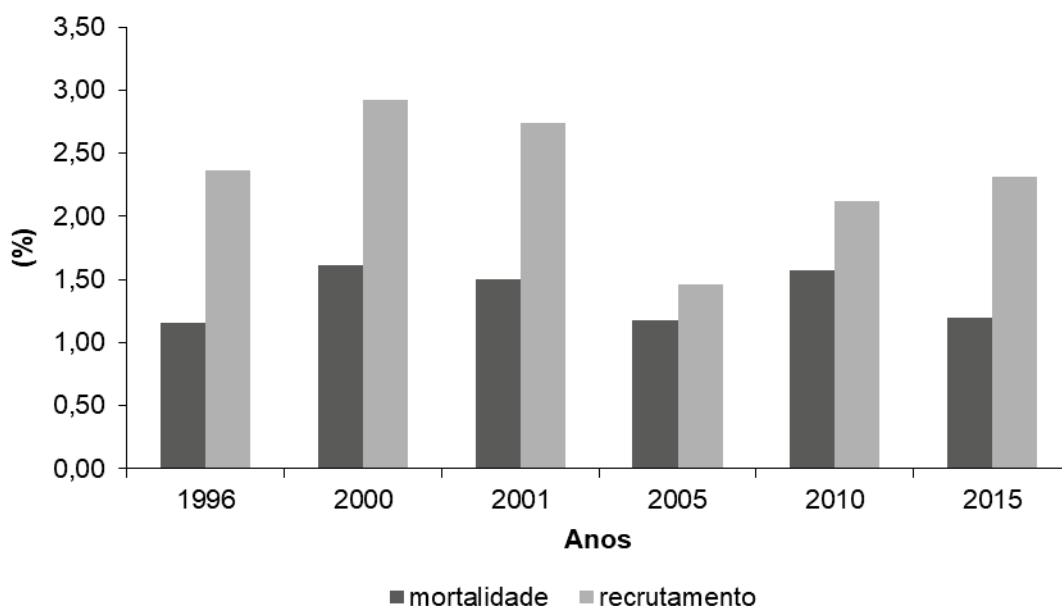
Caso relevante ocorrido nesta parcela foi a presença da *Mimosa scabrella* Benth., que em 1995 apresentava uma densidade de 29 indivíduos e em 2015 um único exemplar. Essa diminuição de indivíduos ocorreu devido a bracatinga apresentar comportamento de sucessão na recomposição da mata. Ela apresentou crescimento inicial rápido, muito comum em floresta secundária, atingindo seu estágio avançado entre as idades de doze a vinte anos e apresentando, a partir desse período, sinais de declínio vital.

As taxas de mortalidade e recrutamento para o fragmento podem ser observadas detalhadamente no período estudado na FIGURA 2.1.

De forma geral, as taxas de recrutamento foram diferentes nos anos e superiores às taxas de mortalidade, mostrando que a floresta está ainda em processo de recomposição, dado existir ainda espaço disponível para ingresso de novas plantas em nível acima daquele liberado pelos indivíduos mortos (SANQUETTA *et al.*, 2003).

Estudos realizados na floresta de São João do Triunfo, PR, como os de Longhi (1980), Pizatto (1999), Durigan (1999), Schaaf (2001), Sanquetta *et al.* (2003), Weber *et al.* (2005), Dalla Lana (2013), Barreto (2015), dentre outros, demonstraram resultados semelhantes quanto às taxas de mortalidade e recrutamento, bem como quanto à tendência de superioridade do recrutamento nos primeiros anos, como o que foi observado neste trabalho, indicando o contínuo desenvolvimento da floresta.

FIGURA 0.2 - TAXA DE MORTALIDADE E RECRUTAMENTO PARA UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANA, BRASIL.



As taxas de mortalidade para o período analisado podem ser observadas na Figura 2.2. A menor e a maior taxa de mortalidade foram encontradas no ano de 2015, na parcela Araucária (0,13%) e no ano de 2010 na parcela Imbuia (2,41%), respectivamente. Não houve diferença estatística significativa entre as parcelas (blocos) e anos (tratamentos), Tabela 2.5.

Na Figura 2.2 pode-se observar que nos dois primeiros anos de estudo analisado a taxa de mortalidade na parcela Fogo foi baixa, podendo tal resultado estar associado à ocorrência de fogo na região (década de 1980), com abertura de clareiras na área. No último ano de análise ocorreu aumento de mortalidade, dado o início da competição advinda dos indivíduos recrutados após a abertura das clareiras. Entretanto, não houve diferença significativa entre os anos e parcelas do estudo (Tabela 2.6).

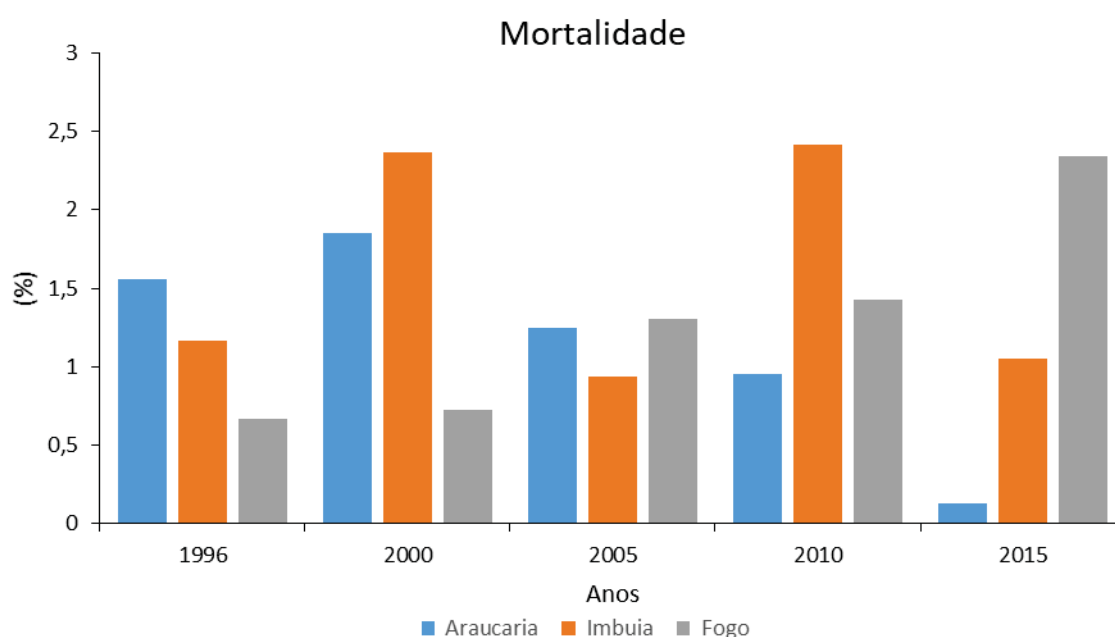


TABELA 2.6 – ANOVA PARA A TAXA DE MORTALIDADE, NO PERÍODO DE 1995 A 2015 (COM INTERVALOS DE 5 ANOS) EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO/PR.

FV	GL	SQ	QM	F
Blocos	4	0,63057	0,15764	0,2694 <sup>NS</sup>
Tratamentos	2	0,53004	0,26502	0,4529 <sup>NS</sup>
Resíduos	8	4,68163	0,58520	
Total	14			

Em que: FV = Fonte de Variação; GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma de Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Teste estatístico; Blocos = Parcelas; Tratamentos = Anos.

FIGURA 0.3 - TAXA DE MORTALIDADE ANUAL POR PARCELA PARA A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANA, BRASIL.



As famílias que apresentaram as maiores mortalidades foram: Aquifoliaceae, Lauraceae, Myrtaceae nas parcelas Imbuia, Fogo e Araucária, respectivamente.

Em estudos realizados sobre a dinâmica de FOM, no período de 10 anos, em São Francisco de Paula – RS, Ebling (2012) verificou que as famílias Myrtaceae e Lauraceae apresentaram maior mortalidade. Segundo o autor, podem ser justificadas devido à grande abundância de indivíduos.

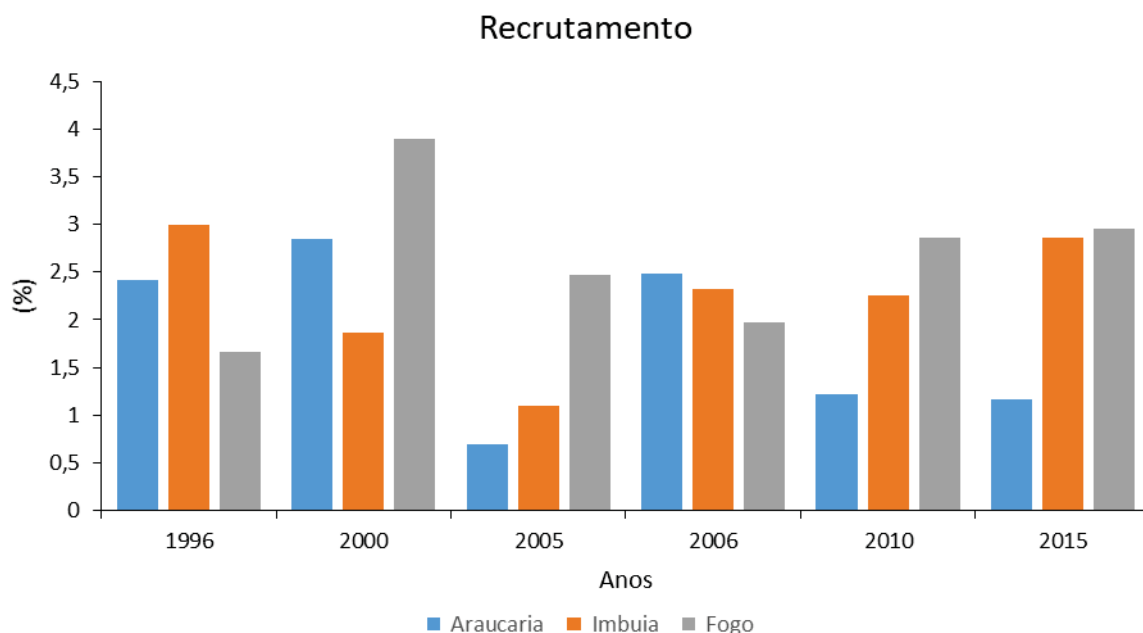
As taxas de recrutamento para o período analisado podem ser observadas na Figura 2.3. Ao analisar os anos e parcelas separadamente, nota-se que em 2005 houve a menor taxa de recrutamento na parcela Araucária e a maior taxa de recrutamento em 2000 na parcela Fogo. Entretanto, não houve diferença significativa entre os anos e parcelas do estudo (Tabela 2.7).

TABELA 2.7 – ANOVA PARA A TAXA DE RECRUTAMENTO, NO PERÍODO DE 1995 A 2015 (COM INTERVALOS DE 5 ANOS) EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, LOCALIZADO EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO/PR.

FV	GL	SQ	QM	F
Blocos	4	3,29363	0,82341	1,2934 <sup>NS</sup>
Tratamentos	2	3,02501	1,51251	2,3759 <sup>NS</sup>
Resíduos	8	5,09285	0,63661	
Total	14			

Em que: FV = Fonte de Variação; GL = Graus de Liberdade; SQ = Soma de Quadrados; QM = Quadrado Médio; F = Teste estatístico; Blocos = Parcelas; Tratamentos = Anos.

FIGURA 0.4 - TAXA DE RECRUTAMENTO ANUAL POR PARCELA PARA A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANA, BRASIL.



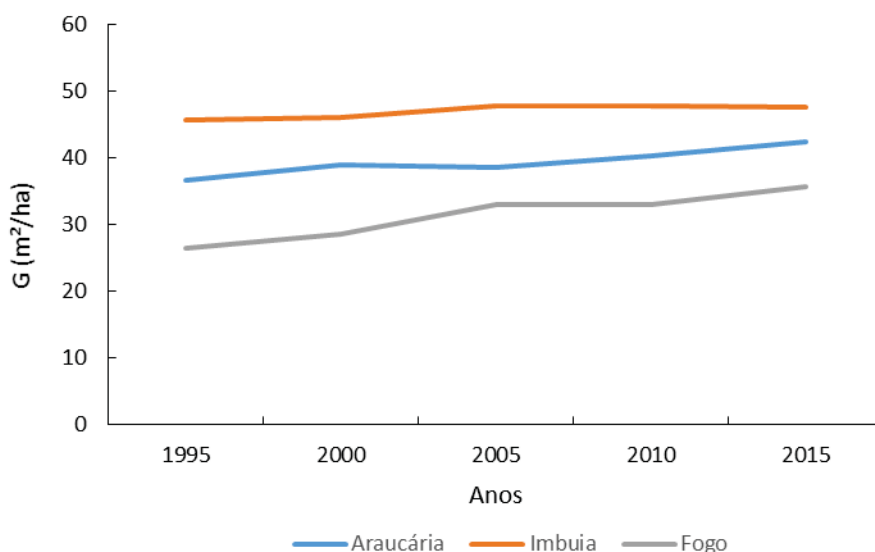
A parcela com maior taxa de recrutamento foi a Fogo com 393 indivíduos, Araucária com 260 indivíduos e Imbuia com 248 indivíduos ao longo dos 20 anos de estudo. Na parcela Araucária, entre seus indivíduos recrutados, estes pertencem a 10 espécies, na Imbuia a 8 espécies e na Fogo a 15 espécies, sendo esta parcela aquela com maior diversidade.

O recrutamento das árvores ocorreu quando o diâmetro mínimo de inclusão de 10 cm foi atingido.

O maior valor encontrado para a área basal média foi de 47,0 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> na parcela Imbuia, seguido da parcela Araucária com 39,4 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, e por último a parcela Fogo com 31,3 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Os valores anuais de área basal para cada parcela podem ser observados na Figura 2.4.

Apesar de ter ocorrido um aumento geral por parcela, no ano de 2005 houve uma redução de crescimento para a parcela Araucária, e em contrapartida houve um aumento de crescimento para a parcela Fogo. A diminuição de incremento nesse ano, mesmo com a média geral positiva, pode ser atribuída a mortalidade, mas não apenas ao número de árvores mortas, e sim, ao número de árvores mortas com grandes diâmetros.

FIGURA 0.4 – ÁREA BASAL ANUAL POR PARCELA PARA A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANA, BRASIL.



Na Figura 2.5, para as três parcelas Araucária (A), Imbuia (B) e Fogo (C) o maior crescimento em área basal total foi para o grupo das espécies emergentes durante os 20 anos de estudo. É relevante observar que as espécies *Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa* possuem alta taxa de incremento inicial e atingem grandes diâmetros (MATTOS et al.; 2010, CUBAS et al.; 2016, WEBER. V. P. et al.; 2018).

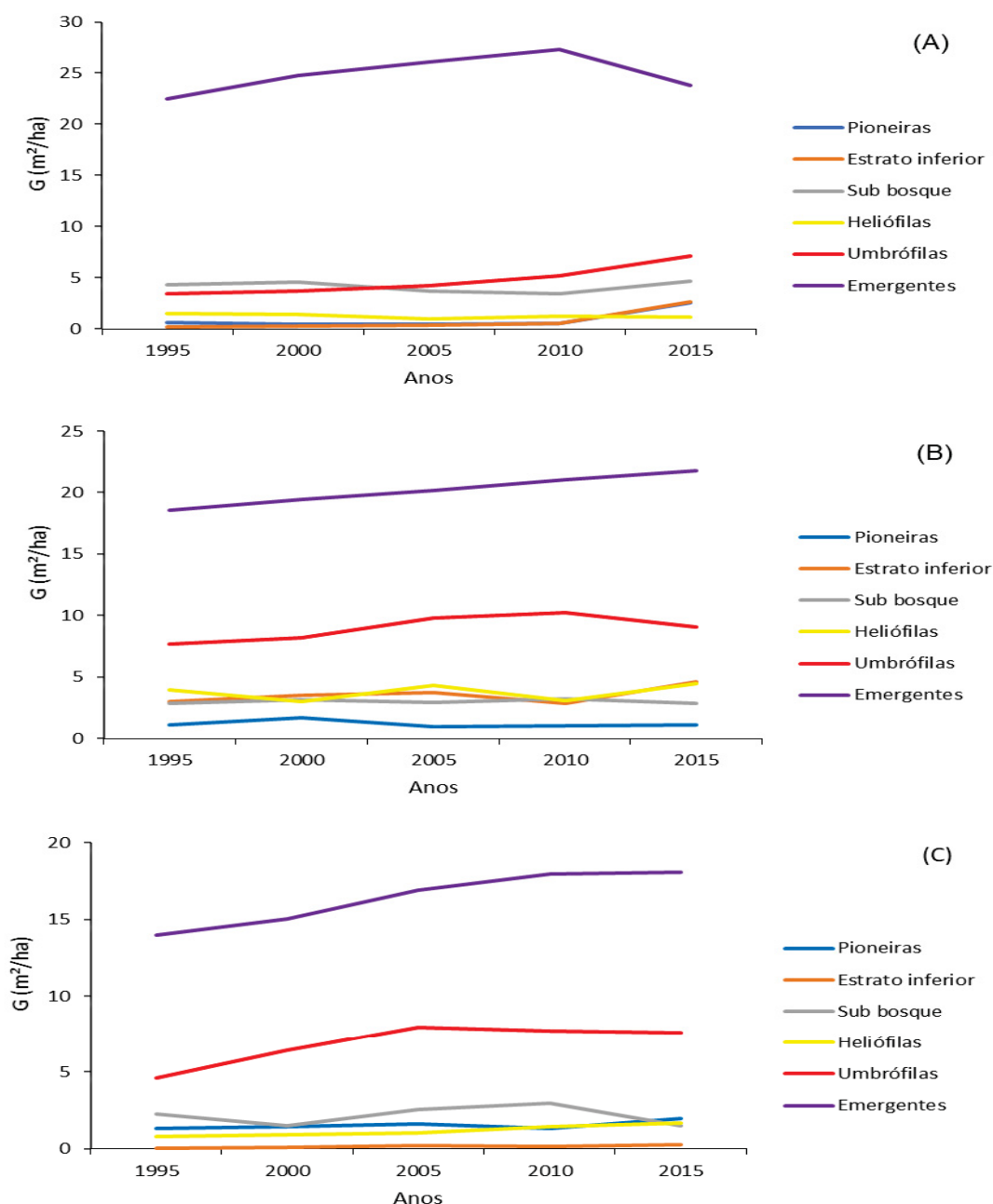
Nota-se que para o grupo das espécies umbrófilas na parcela Araucária (A) houve o menor crescimento em área basal. Na parcela Imbuia (B) apresentou em média o maior crescimento em área basal; e para a parcela Fogo (C) o crescimento em área basal foi acentuado até o ano de 2005 e depois estabilizou.

Para o grupo das espécies heliófilas a menor taxa de crescimento em área basal foi observada para a parcela Fogo (C), essas espécies necessitam de incidência de luz para seu crescimento e abertura de clareiras para seu desenvolvimento (MACIEL et al.; 2002).

As baixas taxas de crescimento em área basal foram observadas para as espécies tolerantes à sombra que pertencem ao grupo de espécies de sub-bosque e estrato inferior nas parcelas Araucária (A) e Fogo (C).

Para o grupo das espécies pioneiras observou-se a maior taxa de crescimento em área basal na parcela Fogo (C), é pelas características dessas espécies se adaptarem em ambientes pouco favoráveis colaborando com a estrutura inicial da floresta; geralmente com alto número de indivíduos, alta taxa de incremento inicial e pequenos diâmetros (MACIEL et al.; 2003).

FIGURA 0.5 – ÁREA BASAL ANUAL PARA AS PARCELAS ARAUCÁRIA (A), IMBUÍ (B) E FOGO (C) PARA A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, EM SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PARANÁ, BRASIL.



## 2.4. CONSIDERAÇÕES SOBRE MANEJO E PRESERVAÇÃO

No fragmento estudado realça-se a importância de sua conservação e da elaboração de planos de manejo que permitam favorecer a ocorrência de espécies desejáveis, principalmente daquelas ameaçadas de extinção.

Analisando os dados deste estudo, nota-se o baixo número de indivíduos recrutados das espécies *Araucaria angustifolia*, *Ilex paraguariensis*, *Ocotea porosa*, *Ocotea puberula* e *Casearia decandra*, estas consideradas típicas e importantes na Floresta Ombrófila Mista, o que altera a dinâmica da floresta e prejudica a regeneração das espécies.

Espécies como a *Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa*, que possuem longevidade, necessitam de práticas de manejo para conservação destas espécies, como aberturas de clareiras e enriquecimento, que podem colaborar com o crescimento e aumento na densidade absoluta delas e de demais espécies.

## 2.5. CONCLUSÕES

O fragmento apresentou ganho na densidade absoluta, principalmente na parcela Fogo, com um aumento de 197 indivíduos, em 20 anos. Esse aumento na densidade absoluta pode ter ocorrido devido a abertura de clareiras devido o fogo ocorrido nesta parcela na década de 1980.

*Araucaria angustifolia* foi a espécie mais representativa do fragmento ao longo dos 20 anos de estudo realizado (1995 a 2015), apresentando os maiores valores para todos os parâmetros fitossociológicos avaliados, confirmando a característica de importância e dominância marcante da Floresta Ombrófila Mista.

As taxas de recrutamento foram superiores às taxas de mortalidade, indicando que o fragmento em estudo está em processo de recomposição.

As taxas de crescimento em área basal total e em grupos de espécies aumentaram em média no geral para todas as parcelas em estudo. As maiores taxas e crescimento foram observadas para os grupos de espécies emergentes e umbrófilas evidenciando as características típicas de espécies da Floresta Ombrófila Mista.

## 2.6. REFERÊNCIAS

APG (Angiosperm Phylogeny Group). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV.

**Botanical Journal of the Linnean Society**. v. 181, p. 1-20, 2016.

BARRETO, T. G. **Geoestatística aplicada à modelagem da dinâmica de crescimento e características químicas do solo de um fragmento florestal**. 187f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise proteica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo-PR**. Tese (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

EBLING, A. A. **Dinâmica e projeção diamétrica em remanescente de Floresta Ombrófila Mista na Flona de São Francisco de Paula. RS**. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, 2012.

FARIAS, J. A C.; TEIXEIRA, I. F.; PES, L.; ALVAREZ FILHO, A. Estrutura Fitossociológica de uma Floresta Estacional Decidua na Região de Santa Maria – RS. **Ciência Florestal**. v. 4, n. 1, p. 109-128, 1994.

GALVÃO, F., KUNIYOSHI, Y.S., RODERJAN, C.V. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati –PR. **Floresta**. V.9, 30–49. 1989

HOSOKAWA, R. T.; MOURA, J. B.; CUNHA, U. S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Editora da UFPR. 1998. 162 p.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira. Série: Manuais técnicos em geociências** n.1. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2 ed., 2012.

LANA, M. D. **Dinâmica e prognose do crescimento em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná**. 188 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Setor de Ciências Agrárias - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas - possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn: GTZ. 1990. 343 p.

LONGHI, S. J.; SELLE, G. L.; RAGAGNIN, L. I. M.; DAMIANI, J. E. Composição florística e fitossociológica de um “capão” de *Podocarpus lambertii* Klotz. **Ciência Florestal**, v. 12. N. 1, p 9-26. 1992.

MACIEL, M. N. M.; WATZLAWICK, Luciano Farinha; SCHOENINGER, Emersson R ; YAMAJI, Fábio Minoru . Efeito da Radiação solar na dinâmica de uma floresta. **Revista Ciências Exatas**, Irati-PR, v. 4, n.1, p. 101-114, 2002.

MACIEL, M. N. M. ; WATZLAWICK, Luciano Farinha ; SCHOENINGER, Emersson R ; YAMAJI, Fábio Minoru . Classificação ecológica das espécies arbóreas. **Revista Acadêmica**. Ciências Agrárias e Ambientais, Paraná, v. 1, n.2, p. 69-75, 2003.

MACHADO, E. L. M. **Heterogeneidade espacial e temporal em um fragmento de floresta estacional em Lavras, MG**. 101 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

MAGURAN, A. E. **Diversidad Ecológica y su Medición**. Barcelona: Caspe. 1989. 199 p.

MARTINS, F.R. **Estrutura de Uma Floresta Mesófila**. Campinas, SP: Editora da Unicamp, 1991

MARTINS, S. S.; COUTO, L.; MACHADO, C.C.; SOUZA, A. L. de. EFEITO DA EXPLORAÇÃO Florestal seletiva em uma Floresta Estacional Semidecidual. **Revista Árvore**, v. 27, n. 1, p.65-70, 2003.

MELO, M. S. **Florística, fitossociologia e dinâmica de duas florestas secundárias antigas com história de uso diferentes no nordeste do Pará-Brasil**. 2004. 116p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

MOGNON, F. **Dinâmica do estoque de carbono como serviço ambiental prestado por um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana localizada no sul do estado do Paraná**. 142 p. Tese (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

MUELLER-DOMBAIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley e Sons, 1974. 547p

NEGRELLE, R.R.B., LEUCHTENBERGER, R. Composição e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. **Floresta** 31, 42–51. 2001



ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara. 1988. 434 p.

PIMENTEL, A.; PUTTON, V.; WATZLAWICK, L. F.; VALÉRIO, A. F.; SAUERESSIG, D. Fitossociologia do sub-bosque do Parque Ambiental Rubens Dallegre, Irati, PR. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 3, p. 479-486, 2008.

PIZATTO, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR: 1995 a 1998**. 172 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Setor de Ciências Agrárias – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

RONDON Neto, R.M., WATZLAWICK, L.F., CALDEIRA, M.V.W., SCHOENINGER, E.R., Análise florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, situado em Criúva, RS – Brasil. **Ciência Florestal**. 12, 29–37. 2002.

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; EISFELD.; R. L. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de Araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.) no Estado do Paraná, Brasil. *Revista Ciências Exatas e Naturais*, Guarapuava, v. 5, n. 1, p. 101-112, 2003.

SANQUETTA, C.R., CORTE, A.P.D., SALZMANN, A.M., VULCANIS, L., Dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no Sul do Paraná sob influência de taquaras. **Ambiência** 3, 65–78. 2007.

SCHAAF, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná**. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

SCHNEIDER, P. R. **Manejo Florestal: planejamento da produção florestal**. Santa Maria: CEPEF/FATEC. 2009. 613 p.

SCOLFORO, J. R. S. **Manejo Florestal**. Lavras – MG, UFLA, FAEPE, 1998.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Illinois: University of Illinois Press, 1949

SILVA, F.C., MARCONI, L.P., Fitossociologia de uma floresta com araucária em Colombo-PR. Bol. **Pesquisa Florestal**. 20, 23–38. 1990

SOUZA, A. L. de; SOARES, C. P. B.; **Florestas Nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa: UFV, 2013. 322 p.

VALÉRIO, Á.F., WATZLAWICK, L.F., BALBINOT, R. Análise florística e estrutural do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Clevelândia, sudoeste do Paraná. **Revista Acadêmica** 6, 239–248, 2008.

WEBER, K. S.; SANQUETTA, C. R.; EISFELD, R. L. Variação volumétrica e distribuição espacial do estoque de carbono em Floresta Ombrófila Mista. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 3, n. 2, p. 77-85, abr./jun. 2005.

### **3. SUCESSÃO FLORESTAL PARA GRUPOS DE ESPÉCIES, COM MODELO DE ÁRVORE INDIVIDUAL INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA EM PROJEÇÕES DE LONGO PRAZO.**

#### **RESUMO**

A dinâmica e sucessão das espécies estão relacionadas com a capacidade produtiva das florestas. A complexidade das espécies nativas difere quanto ao nível de crescimento, idade, posição e competição. O objetivo deste estudo foi classificar, modelar e analisar o comportamento por grupo de espécies, e desenvolver um modelo de crescimento em nível de árvore individual. Para analisar o comportamento da competição entre espécies ou grupos de espécies é utilizado os índices de competição independentes independente da distância para projetar a dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista. Os dados para o estudo do comportamento dos grupos de espécies e a construção do modelo foram coletados em parcelas permanentes com medições anuais. O comportamento dos grupos ecológicos foi analisado com o Coeficiente de Correlação de Pearson para os submodelos de incremento diamétrico e recrutamento, e para o submodelo de sobrevivência o Teste do  $X^2$ . Submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento foram ajustados para seis grupos ecológicos e processados no simulador SIMILE para simular a dinâmica florestal. O modelo de crescimento construído foi validado com dados oriundos da mesma área de estudo de anos subsequentes aos das medições em estudo. As projeções em área basal foram efetuadas para a área basal total (G) e para a área basal por grupo ( $G_i$ ) nas três parcelas (Araucária, Imbuia e Fogo) da área de estudo, observadas no último levantamento de dados. Os resultados das projeções indicaram, em geral, que houve aumento no crescimento em área basal total por parcela. Para o grupo de espécies emergentes evidenciou-se o maior ganho em área basal como previsto em relação as características das espécies para os próximos 30 anos de projeção.

Palavras chave: Sucessão florestal, Modelagem de crescimento, Floresta Ombrófila Mista.

## ABSTRACT

The dynamics and succession of species are related to the productive capacity of forests. The complexity of native species differs in terms of level of growth, age, position, and competition. An efficient method for analyzing the behavior of competition between species or species groups is to use competition indices independent of distance. The objective of this study was to classify, model and analyze the behavior by species group, and to develop an individual tree-level growth model independent of distance to project the dynamics of a Mixed Ombrophilous Forest. Data for the study of species group behavior and model construction were collected in a protected area with annual measurements in permanent plots. The behavior of the ecological groups was analyzed with the Person Correlation Coefficient for the diametric increment and recruitment sub-models, and for the survival sub-model the  $X^2$  test. Diametric increment, survival and recruitment sub-models were adjusted for six ecological groups and processed in SIMILE simulator to simulate forest dynamics. The constructed growth model was validated with data from the same study area of subsequent years to the measurements under study. Basal area projections were made for the total basal area (G) and for the basal area by group ( $G_i$ ) in the three plots (Araucaria, Imbuia and Fogo) of the study area, observed in the last data survey. The results of the projections indicated an increase in growth on total basal area per plot. The light demanding species group presented the greatest gain in basal area, as predicted in relation to the characteristics of the species for the next 30 years.

Keywords: Forest succession, Growth modeling, Mixed Ombrophilous Forest.

### 3.1.INTRODUÇÃO

As florestas nativas de araucária no Brasil estão localizadas na região Sul e circunscritas principalmente em propriedades privadas e áreas protegidas (COLOMBO e JOLY, 2010; HIGUCHI et al. 2012). Nas últimas décadas, as florestas de araucária diminuíram em sua área total e se fragmentaram em terras agrícolas (agricultura e pecuária) e plantações comerciais, principalmente de espécies florestais exóticas (BITTENCOURT e SEBBENN, 2009; SCARIOT et al. 2015; SILVA e SCHMITT, 2015).

Atualmente, esse ecossistema é considerado um dos mais ameaçados do Brasil (BITTENCOURT, 2007; SILVEIRA et al., 2006; SOUZA, 2007; CARLUCCI et al. 2011), e a espécie *Araucaria angustifolia* aparece na lista vermelha da IUCN (União Internacional para Conservação da Natureza e Recursos Naturais) de espécies ameaçadas, como criticamente ameaçada. Apesar dessa perda, ainda existem vários fragmentos florestais que podem se beneficiar do manejo sustentável (SANQUETTA e MATTEI, 2006).

Estudos sobre a dinâmica florestal em florestas nativas de araucárias são poucos. Para melhor compreensão da dinâmica da floresta, modelos de crescimento foram desenvolvidos para avaliar a composição e a estrutura da floresta ao longo do tempo. Essas são importantes ferramentas que podem ser usadas para se diagnosticar como a floresta se comporta frente às intervenções antrópicas e naturais (NEWTON, 2007).

Nos estudos evolutivos sobre a dinâmica de florestas nativas tornou-se imprescindível a inclusão de variáveis dendrométricas, ecológicas e metodológicas para compreensão, futuras simulações e tomadas de decisão (PORTÉ e BARTELINK, 2002; SKOVSGAARD e VANCLAY, 2008; TÉO et al., 2008; BURKHART e TOMÉ, 2012; BONTEMPS e BOURIAUD, 2014; ORELLANA, 2014; NASCIMENTO, 2016).

Sanquetta (1999) construiu um simulador (ARAUSIS) para projetar a dinâmica florestal em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, utilizando a Matriz de Transição. Esta metodologia tem sido utilizada em outros estudos para avaliar a dinâmica florestal em diversas tipologias florestais no Brasil.

Rossi (2007) elaborou um método de projeção da dinâmica de Floresta Ombrófila Mista por meio de processo de difusão, utilizando a linguagem de

programação Visual Basic, cuja utilização mostrou-se ser simples e favorável para a projeção da dinâmica florestal.

Modelos de árvore individual são alternativas para avaliar o comportamento e controle do seu crescimento, pois consideram variáveis próprias da árvore (tamanho, espécie, idade, etc.), das árvores vizinhas (com o uso de índices de competição), da floresta como um todo e de fatores ambientais (STOYAN e PENTTINEN, 2000; WEISKITTEL et al., 2011; BURKHART e TOMÉ, 2012), possibilitando avaliar e compreender melhor a dinâmica, sucessão e, muitas vezes, processos ecofisiológicos (crescimento, sobrevivência e recrutamento) de uma espécie ou de um grupos de espécies.

O objetivo deste trabalho foi classificar, modelar e analisar o comportamento da sucessão de uma Floresta Ombrófila Mista para grupos de espécies ecológicas, e simular projeções em parcelas usando um modelo individual de crescimento de árvores independente da distância.

### 3.2.MATERIAL E MÉTODOS

A localização das áreas de estudo, forma de coleta de dados e variáveis coletadas estão especificadas no item 1.4 do primeiro capítulo.

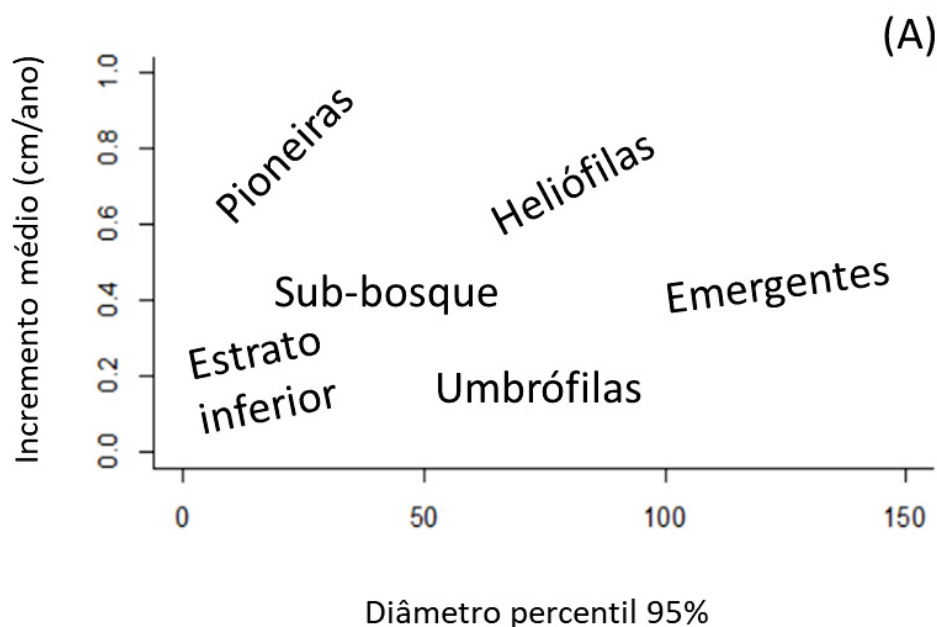
Em florestas mistas a competição presente é de um lado (*one-sided competition*) e dois lados (*two-sided competition*) (ZHAO et al., 2004). Na competição de um lado, as árvores maiores não são afetadas por árvores menores, enquanto na competição de dois lados, todos os recursos são divididos igualmente, ou proporcionais ao tamanho (WEISKITTEL et al., 2011). A competição de um lado é bem representada pela variável *BAL* (basal area in larger trees), que indica um "ranqueamento sociológico" das árvores dentro da floresta (LEDERMANN e ECKMÜLLNER, 2004), sendo está, portanto, uma variável indicativa de competição entre árvores por luz.

Florestas nativas, principalmente no Brasil, apresentam grande diversidade de espécies, havendo dificuldades no ajuste de modelos matemáticos por espécie, ou seja, é necessário agrupá-las por características específicas (VANCLAY, 1991; PURVES e PACALA, 2008; PICARD et al., 2012).

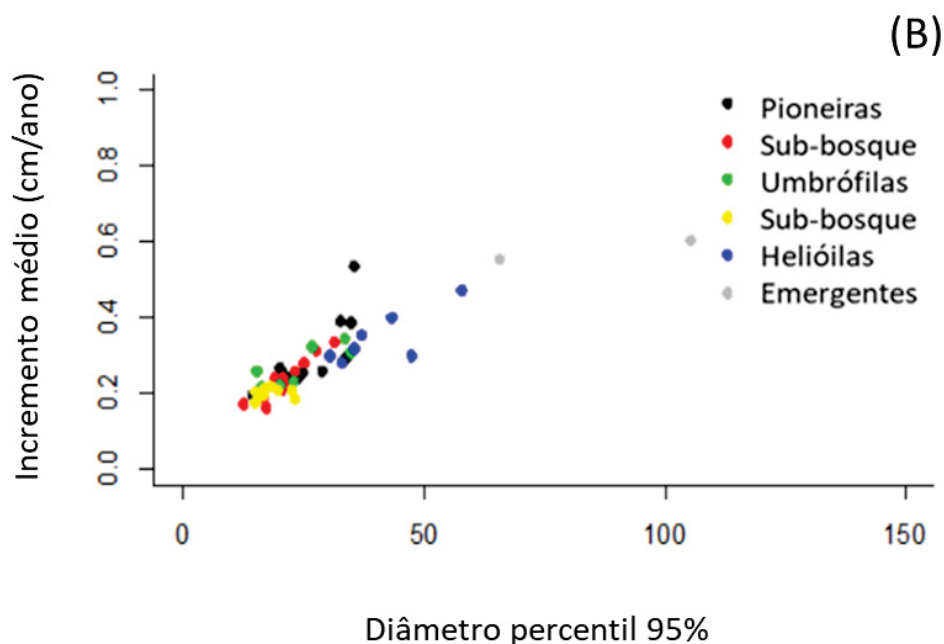
A metodologia de Alder et al. (2002) é um método fácil para agrupar espécies na modelagem de crescimento (VANCLAY, 2003), envolve uma ordenação de

incremento médio por espécie no percentil de 95% da distribuição de diâmetro, com análise de agrupamento baseada na distância euclidiana entre pontos. Ele definiu seis grupos ecológicos: sub-bosque, sub-dossel, umbrófilas, heliófilas, pioneiras e emergentes. Algumas espécies com menos que 10 observações não foram incluídas em nenhum dos grupos ecológicos conhecidos nas florestas de araucária, portanto essas espécies raras ( $n < 10$ ) foram incluídas no grupo que mais se assemelhou à descrição ecológica das espécies, baseado na literatura.

FIGURA 0.5 - COMPARAÇÃO ENTRE O GRÁFICO DE DOIS EIXOS (A) PROPOSTO POR ALDER et al., (2002) E O GRÁFICO CONSTRUÍDO COM AS ESPÉCIES DESTE ESTUDO (B). CADA COR INDICA A FORMAÇÃO DE UM GRUPO DIFERENTE.







A classificação de dois eixos proposta por Alder et al., (2002) para agrupamento de espécies neste estudo, de modo geral, coincide com as características das principais espécies de cada grupo (Tabela 3.1), para a modelagem de crescimento. A lista completa das 93 espécies amostradas no último levantamento de dados realizado (2015), com seu respectivo grupo ecológico, está apresentada no Apêndice 1.

Na Tabela 3.1 estão apresentadas as características de cada grupo de espécies de acordo com o gráfico proposto por Alder et al. (2002) (Fig.3.1A) e as principais espécies de cada grupo agrupadas com os dados desta pesquisa.

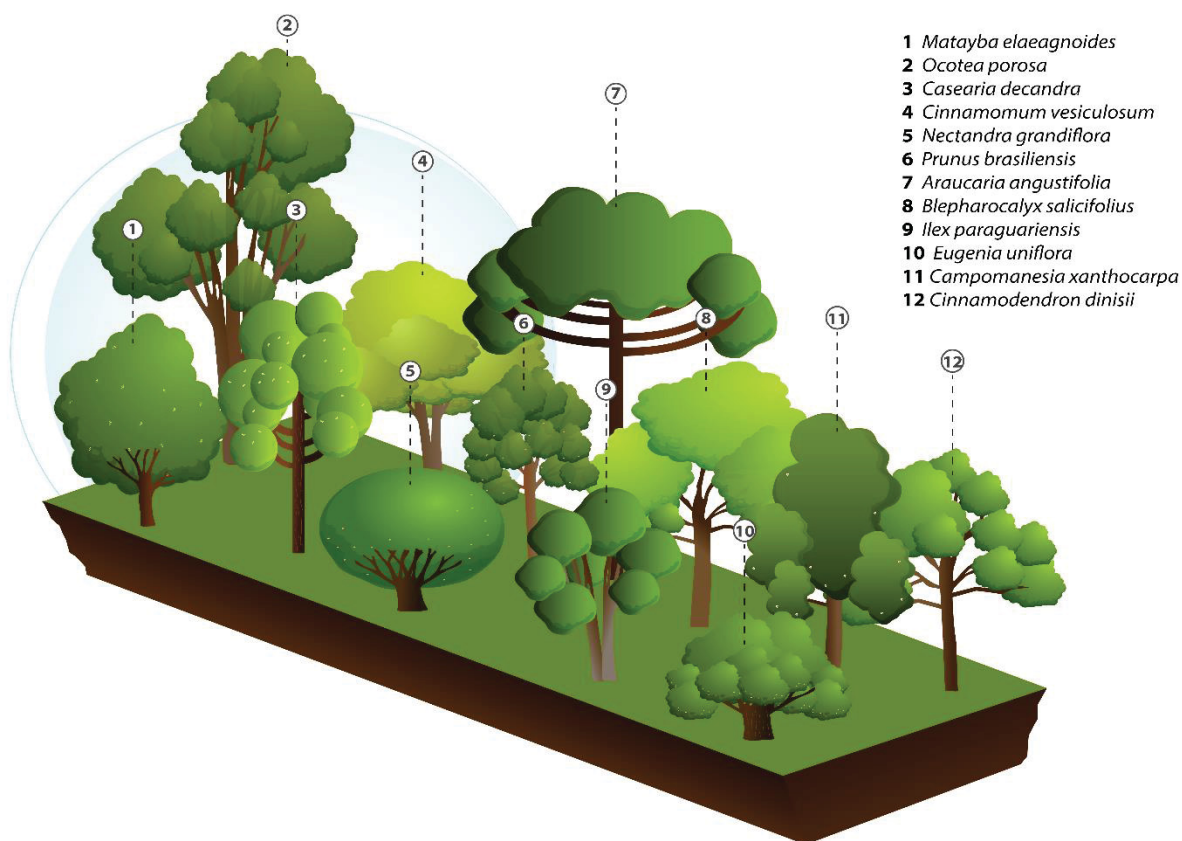
Na Figura 3.2 está representado o perfil esquemático da classificação dos grupos de espécies proposto por Alder et al. (2002).

TABELA 0.3 - CARACTERÍSTICAS DE CADA GRUPO DE ESPÉCIES E PRINCIPAIS ESPÉCIES DE CADA GRUPO UTILIZADOS NESSE TRABALHO.

Grupo de espécie	Taxa de incremento diamétrico	Grandes diâmetros	Principais espécies*
Pioneiras (Pioneers)	Alta	Não	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. <i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) D. Dietr.
Estrato inferior (Understory)	Baixa	Não	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg <i>Eugenia uniflora</i> L.
Sub-bosque (Subcanopy)	Baixa	Não	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil. <i>Casearia decandra</i> Jacq.
Heliófilas (Upper Canopy Light Demanding)	Alta	Sim	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg. <i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwanke.
Umbrófilas (Upper Canopy Shade Tolerant)	Baixa	Sim	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees <i>Cinnamomum vesiculosum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.
Emergentes (Emergents)	Alta	Sim	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze <i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso

Em que: \*Em ordem de dominância

FIGURA 0.6 - PERFIL ESQUEMÁTICO DA CLASSIFICAÇÃO DOS GRUPOS DE ESPÉCIES PROPOSTO POR ALDER et al., (2002).



FONTE: O AUTOR.

O método de agrupamento das espécies foi realizado visualmente, utilizando neste trabalho a metodologia baseada em duas variáveis: incremento diamétrico médio e o diâmetro percentil 0,95, considerado o diâmetro típico de uma árvore (ALDER et al., 2002). Embasado em um gráfico de dois eixos relacionando essas duas variáveis, as quais definem estratégias de cunho ecológico dos grupos formados (Figura 3.1 A). O agrupamento das espécies visa comparar a Figura 3.1(B) com os dados plotados de incremento médio e *DAP* percentil 0,95 (Figura 3.1B) para 93 espécies presentes na área amostral (3,0 ha) com mais de 10 observações.

Para análise do comportamento dos grupos ecológicos formados para o incremento diamétrico e recrutamento, utilizou-se o coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ), que caracteriza o grau de associação entre duas variáveis, ocorrente no intervalo entre -1 e 1 (SPIEGEL, 1967).

Para estudar a associação da sobrevivência com as variáveis *BAL* e *G* foi utilizado o Teste de Qui-quadrado ( $X^2$ ). A variável sobrevivência é dada pelas categorias morta (0) e viva (1), uma variável qualitativa nominal. Assim, devido às características desta variável não foi possível aplicar a correlação (SPIEGEL, 1967).

Devido a área basal e o índice *BAL* serem variáveis independentes no submodelo de sobrevivência, foi analisada tal associação por meio do Teste de Qui-quadrado para as variáveis *G* e *BAL* para a probabilidade de a árvore estar viva ou morta.

Para os seis grupos de espécies foram ajustados submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento.

O uso das variáveis independentes transformadas inseridas nos submodelos é devido às mudanças das relações das classes diamétricas, as quais possuem comportamento semelhante a funções polinomiais.

Nos submodelos de incremento diamétrico e mortalidade foi incluído o índice *BAL* ("*Basal Area in Larger trees*"), que caracteriza a competição unilateral ("*one-sided competition*") entre as espécies no dossel florestal, ou seja, relacionada aos recursos por luz.

O índice *BAL* resulta do somatório das áreas transversais de todas as árvores com *DAP* acima da árvore alvo de competição unilateral em um hectare (WEISKITTEL et al., 2011), cujo objetivo é indicar o "ranking sociológico" das árvores dentro da parcela (LEDERMANN e ECKMÜLLNER, 2004), muito utilizada por diversos autores.

Para o incremento diamétrico foi ajustado o submodelo:

$$\ln(\Delta d + 0,8) = \beta_0 + \beta_1.DAP + \beta_2.\ln DAP + \beta_3.BAL + \beta_4.G \quad (4)$$

Em que:  $\ln$  é o logaritmo neperiano;  $\Delta d$  é o incremento diamétrico em cm por ano ( $\text{cm.ano}^{-1}$ );  $DAP$  é o diâmetro com casca (cm);  $BAL$  é a área basal das árvores mais grossas (basal area in larger trees) ( $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ );  $G$  é a área basal da parcela ( $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) e  $\beta_i$  são os coeficientes a ser estimados para cada grupo. Esse é um modelo robusto, simples de ajustar e apresenta tendência bem semelhante a outros modelos que representam comportamento biológico (VANCLAY, 2012).

Para o submodelo de incremento foi utilizado os dados de  $DAP$  no intervalo de 2 em 2 anos para diluir os efeitos das medidas anuais e reduzir eventuais efeitos no procedimento de medição em campo.

No submodelo de incremento foi adicionado o valor de 0,8 para cada árvore para admitir a transformação logarítmica e, incluir na análise os incrementos negativos ou nulos, que geralmente ocorrem em florestas tropicais, com a finalidade de não superestimar o incremento diamétrico, caso estas observações sejam ignoradas (VANCLAY, 1991a). Alguns trabalhos em florestas tropicais aplicaram valores menores (VANCLAY, 1991a; KARIUKI et al., 2006; ORELLANA, 2014) ou igual (EASDALE et al., 2012) ao valor de 0,8. Uma análise gráfica dos dados auxilia escolher qual o melhor valor a ser utilizado.

O submodelo utilizado para a recrutamento tem a seguinte formulação:

$$\ln(N) = \beta_0 + \beta_1 * Gi + \beta_2 * Gi^2 + \beta_3 * G \quad (5)$$

Em que:  $\ln$  é o logaritmo neperiano;  $N$  é o número de recrutamentos por parcela;  $Gi$  é a área basal do grupo na parcela e  $G$  é a área basal da parcela.

Para o submodelo de sobrevivência, vários estudos têm utilizado a regressão logística (VANCLAY 1991b, 1995; ZHAO et al., 2004; NAMAALWA et al., 2005; BRAVO-OVIEDO et al., 2006; RITCHIE et al., 2007; WERNSDÖRFER et al., 2008; ZHANG et al., 2009; HURST et al., 2012; ORELLANA et al. 2016).

Para o ajuste do modelo de sobrevivência foi ajustado um modelo de regressão logística com as variáveis que apresentaram significância estatística ( $p$  valor  $<0,05$ ), sendo incluídas no modelo de regressão inicial. Em seguida, foram efetuadas

combinações detalhadas para selecionar as variáveis independentes que mais contribuem na modelagem da sobrevivência dos indivíduos, para os diferentes grupos de espécies avaliados. Os ajustes foram realizados utilizando a ferramenta *glm* do software *R*, com o uso da distribuição binomial e a partir da função de ligação “*logit*”, com a qual foi possível associar os fatores de influência à variável resposta, permitindo obter os valores previstos pelo modelo no intervalo 0 e 1, como uma característica de resposta.

A entrada das duas primeiras variáveis independentes inseridas no submodelo de sobrevivência ( $X_1$  e  $X_2$ ) foram testadas com variáveis transformadas ( $DAP^{0,5}$ ,  $DAP^{-1}$ ,  $DAP^2$ ,  $\ln DAP$  e  $DAP$ ). Para a terceira variável independente foi testada  $BAL$ , com o objetivo de incluir árvores de pequeno e grande porte no mesmo submodelo (HAMILTON, 1986). A última variável independente testadas e inclusa no modelo foi  $G$ , mesmo tendo fraca relação com a mortalidade das árvores, portanto o submodelo utilizado para probabilidade de sobrevivência foi:

$$p = [1 + \exp^{-(\beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 BAL + \beta_4 G)}]^{-1} \quad (6)$$

Em que:  $p$  é a probabilidade de sobrevivência por ano e  $DAP$ ,  $BAL$  e  $G$  já foram denominados.

Para o ajuste da regressão logística, cada árvore recebe o valor 1 (árvore viva) ou 0 (árvore morta). Assim, todas as árvores presentes na parcela participam das simulações com o valor 1 e, com o passar dos anos, algumas árvores podem morrer dependendo da competição existente entre elas. Portanto, ao atingir um valor próximo de 0 (quase morta) o processo estocástico define se a árvore morrerá ou sobreviverá naquele ano de simulação. Se a sobrevivência calculada for maior que o número sorteado, então a árvore permanece na simulação (VANCLAY, 1991c; EID e TUHUS, 2001). Esta aleatoriedade do modelo de crescimento é definida pelo usuário do simulador, em um valor entre 0 e 1 (*granularity*) (VANCLAY, 1991c).

Para análise do ajuste das equações dos submodelos de incremento diamétrico e recrutamento foram utilizados como critério estatístico de seleção dos modelos testados: o erro padrão da estimativa em porcentagem recalculado  $Syx(\%)$ ; o coeficiente de determinação ajustado e corrigido ( $R^2_{ajustado}$ ), e a análise gráfica dos resíduos (GREENE, 2012).

O  $R^2$  indica o quanto da variabilidade da variável dependente está associada à uma ou mais variáveis independentes em um modelo. O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) expressa a quantidade de variação da variável dependente que é explicada pelas variáveis independentes. Quanto mais próximo de 1 for o valor de  $R^2$ , melhor terá sido o ajuste (Machado et al., 2002).

Selecionou-se o  $R^2$  ajustado justamente para ponderar o número de variáveis independentes existente em um modelo qualquer, conforme a fórmula a seguir.

$$R^2_{ajustado} = 1 - (1 - R^2) \frac{n-1}{n-p-1} \quad (7)$$

Em que:  $R^2$  ajustado = é o coeficiente de determinação múltipla;  $n$  = é o número de observações e  $p$  = é o número de parâmetro da equação.

O erro percentual indica quão próximo, em média, os valores preditos da variável dependente estão próximos de seus respectivos valores observados. Quanto menor for o seu valor melhor o ajuste.

$$Syx = \sqrt{\frac{(Yi - Ye)^2}{n-p}} \quad Syx(\%) = \frac{Syx}{Ym} * 100 \quad (8)$$

Em que:  $Syx$  = é o erro padrão da estimativa;  $Syx(\%)$  = é o erro padrão da estimativa em porcentagem;  $Yi$  = é o valor observado;  $Ye$  = é o valor estimado e  $Ym$  = é o valor médio observado.

O Índice de Schlaegel (IA) é o método compatível ao  $R^2$  ajustado e serve principalmente para analisar modelos que apresentem variável dependente transformada. Logo, quanto mais próximo de 1 melhor será considerado o ajuste. (MIGUEL, 2009).

$$IA = 1 - \frac{SQRes}{SQT} \quad (9)$$

Em que:  $SQresíduo$  = soma dos quadrados do resíduo,  $SQtotal$  = soma dos quadrados total, obtidos pela análise de regressão.

Para análise da equação logística ajustada foi utilizada a Matriz de Confusão. Na matriz de confusão foi analisado o número de árvores vivas que foi classificada como viva, o número de árvores vivas que foi classificada como morta, o número de

árvores mortas que foi classificada como morta, e o número de árvores mortas que foi classificada como viva.

Por meio desses dados, foi organizada a seguinte matriz de confusão (Tabela 3.2).

TABELA 0.4 - REPRESENTAÇÃO DE MATRIZ DE CONFUSÃO PARA SENSILIDADE E ESPECIFICIDADE DE DADOS.

Observado	Estimado	
	Morta	Viva
Morta	$\pi_{11}$	$\pi_{12}$
Viva	$\pi_{21}$	$\pi_{22}$

Nesta matriz, os elementos  $\pi_{11}$  e  $\pi_{22}$  referem-se às estimativas de acerto, enquanto  $\pi_{21}$  e  $\pi_{12}$  às estimativas de erro. Assim, foi possível calcular a taxa aparente de acerto e de erro.

Taxa aparente de acerto ( $TAA$ )

$$TAA = \frac{\pi_{11} + \pi_{22}}{N} \quad (10)$$

Em que:  $N$  = número total de observações.

Taxa aparente de erro ( $TAE$ )

$$TAE = \frac{\pi_{21} + \pi_{12}}{N} \quad (11)$$

Essas estatísticas foram utilizadas devido à facilidade de sua interpretação e, também, por permitir a obtenção do importante resultado da porcentagem de acerto que é acima de 50% (FIELD, 2009).

Para análise de dados e obtenção dos coeficientes foi utilizado o software estatístico *R*.

Para construção do modelo de crescimento foi utilizado o software de simulação SIMILE, desenvolvido por alguns pesquisadores do Instituto de Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais da Universidade de Edimburgo, Reino Unido. O software SIMILE é ferramenta de suma importância para simulação da dinâmica florestal, hidrologia, e agricultura, pois apresenta várias vantagens quando comparado a outros softwares de simulação (VANCLAY, 2003). O *software* trabalha com códigos em linguagem C++, apesar disso sua interface visual é acessível para quem não tem facilidade com programação computacional (MUETZELFELDT e MASSHEDER,



2003). No Apêndice 2 desta pesquisa está apresentado o modelo de crescimento em nível de árvore individual independente da distância construído no software SIMILE.

No processo de construção do modelo de crescimento, foi analisada a coerência biológica dos submodelos ajustados.

As estatísticas viés, precisão e acurácia também foram calculadas (PRETZSCH, 2009) para os submodelos de incremento diamétrico e recrutamento. Essas três estatísticas incluem em suas fórmulas diferenças entre valores observados e estimados, como demonstrado a seguir:

$$\text{Viés} \quad \bar{e} = \frac{\sum_{i=1}^n e_i}{n} \quad \bar{e} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - X_i)}{n} \quad \bar{e}_{\%} = \frac{\bar{e}}{\bar{X}} * 100 \quad (12)$$

$$\text{Precisão} \quad S_e = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{e} - X_i)^2}{n-1}} \quad S_e = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (e_i - \bar{e})^2}{n-1}} \quad S_{e\%} = \frac{S_e}{\bar{X}} * 100 \quad (13)$$

$$\text{Acurácia} \quad m_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - X_i)^2}{n-1}} \quad m_x = \sqrt{S_e^2 + \bar{e}^2} \quad m_{x\%} = \frac{m_x}{\bar{X}} * 100 \quad (14)$$

Em que:  $\bar{e}$  é o viés;  $n$  é o número de observações;  $i$  é a parcela;  $x_i$  é o valor simulado;  $X_i$  é o valor observado;  $\bar{e}_{\%}$  é o viés médio observado;  $S_e$  é a precisão;  $e_i$  é o desvio padrão do viés;  $S_{e\%}$  é o valor médio da precisão;  $m_x$  é a acurácia e  $m_{x\%}$  é a acurácia relativa.

De acordo com Pretzsch (2009), a estatística viés expressa a diferença entre os valores observados e estimados e a precisão indica a aproximação de valores projetados em torno da média aritmética. A acurácia representa a intensidade em que essas estimativas se aproximam dos valores reais. Valores altos de acurácia podem ser encontrados quando o viés é nulo e a precisão é alta (PRETZSCH, 2009).

O modelo individual independente da distância foi construído para efetuar projeções para parcelas de 1 ha. A área basal observada no último levantamento de dados em 2015 foi selecionada para se efetuar as projeções.

As projeções da área basal total ( $G$ ) e por grupo de espécies ( $G_i$ ) foram feitas para um período de 30 anos.

### 3.3.RESULTADOS E DISCUSSÕES

O comportamento dos seis grupos ecológicos proposto por Alder et al., (2002) foi efetuado por meio de análise gráfica dos dados, avaliando-se o incremento diamétrico e sobrevivência em relação à variável de competição *BAL*, área basal da parcela (*G*). Foi avaliado também o comportamento dos grupos ecológicos para o recrutamento em relação à área basal dos grupos ( $G_i$ ) e *G*.

Na Figura 3.3 e Tabela 3.3 pode-se observar que o incremento diamétrico por grupos é afetado pela competição, indicado pelas variáveis *BAL* e *G*.

FIGURA 0.7 - GRÁFICO DE CORRELAÇÃO DO INCREMENTO DIAMÉTRICO EM FUNÇÃO DA VARIÁVEL DE COMPETIÇÃO  $G$  E  $BAL$  PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO. A= PIONEIRAS, B=ESTRATO INFERIOR, C=SUBBOQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES

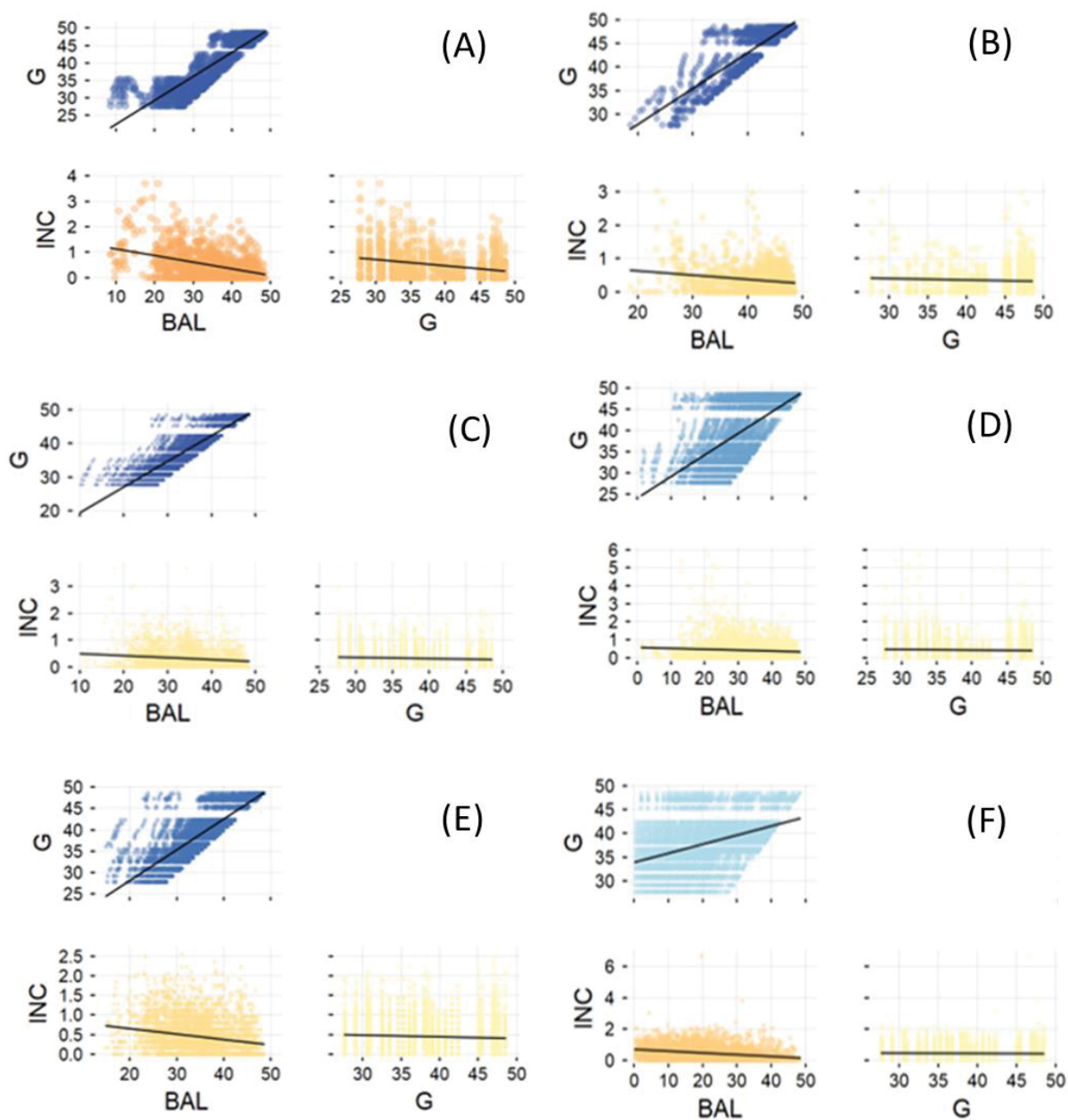


TABELA 0.5 - CORRELAÇÃO DO INCREMENTO DIAMÉTRICO EM FUNÇÃO DA VARIÁVEL DE COMPETIÇÃO *G* E *BAL* PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO. A= PIONEIRAS, B=ESTRATO INFERIOR, C=SUBBOQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES

Pioneiras (A)	Incremento diamétrico	<i>G</i>
<i>G</i>	0,30	
<i>BAL</i>	0,42	0,87
Estrato inferior (B)	Incremento diamétrico	<i>G</i>
<i>G</i>	-0,05	
<i>BAL</i>	-0,20	0,87
Sub-bosque (C)	Incremento diamétrico	<i>G</i>
<i>G</i>	-0,06	
<i>BAL</i>	-0,14	0,88
Heliófilas (D)	Incremento diamétrico	<i>G</i>
<i>G</i>	-0,03	
<i>BAL</i>	-0,08	0,63
Umbrófilas (E)	Incremento diamétrico	<i>G</i>
<i>G</i>	-0,06	
<i>BAL</i>	-0,20	0,80
Emergentes (F)	Incremento diamétrico	<i>G</i>
<i>G</i>	-0,02	
<i>BAL</i>	-0,22	0,40

A correlação mais forte positiva ( $r = 0,88$ ) foi observada no grupo das espécies do sub-bosque (C) para a variável *BAL* em função da *G*. Para o grupo das pioneiras (A) a correlação positiva ( $r = 0,87$ ) foi encontrada para a variável *BAL* com a *G*. Observa-se uma diminuição no incremento diamétrico com o aumento da variável *BAL* devido à exigência de luz para seu crescimento (Tabela 3.3).

Para o grupo das espécies do sub-bosque (C) e heliófilas (D) a variável *BAL* não influencia o incremento diamétrico, antagônico com a ecologia das espécies destes grupos, que são exigentes de luz. A correlação baixa para o índice de *BAL* em relação ao incremento diamétrico no grupo das espécies pioneiras (A) emergentes (F), que são exigentes de luz, apresentam taxas de incremento inicial alta, atingem grandes diâmetros e vida longa. Essa é uma situação relacionada com a própria fórmula do índice de *BAL*, que consiste no somatório das áreas transversais das árvores que apresentam diâmetros imediatamente maiores do que a árvore-objetivo, de forma que árvores com menores diâmetros apresentam maiores valores no referido índice (MARTINS et al., 2011; CASTRO et al., 2014).

Para todos os grupos a variável *G* não mostrou influência no incremento diamétrico, exceto para o grupo das espécies pioneiras que o incremento diminui quando aumenta o *G* (Figura 3.3).

A hipótese da nulidade para o teste de  $X^2$  foi rejeitada para as variáveis *G* e *BAL*, condição observada para todos os grupos. Isso indica que existe associação das variáveis *G* e *BAL* com possibilidades de sobrevivência da árvore.

Para avaliar o comportamento dos grupos ecológicos no submodelo de sobrevivência foi utilizada a associação (dependência) da variável *BAL* em classes. Em todos os grupos foi observado que para a variável *BAL* todos os valores foram significantes, indicando que esta variável está associada ao submodelo de sobrevivência (Tabela 3.3).

A sobrevivência do grupo das espécies pioneiras (A) e estrato inferior (B) foram os mais afetados nas menores classes pelo índice *BAL*, devido a competição por espaço e exigência de luz (Tabela 3.4).

Os grupos das espécies heliófilas (D) e umbrófilas (E) apresentaram tendências semelhantes na competição em relação às classes. Observa-se que para o grupo das espécies emergentes (F) a sobrevivência é mais afetada pelo índice de *BAL* na última classe (Tabela 3.4).

Em todos os grupos foi observado que para a variável *G* todos os valores foram significantes, indicando que esta variável está associada ao submodelo de sobrevivência (Tabela 3.4).

O maior número de indivíduos mortos foi observado no grupo de espécies de sub-bosque na classe intermediária, e o menor número de indivíduos mortos foi observado em todos os grupos nas três primeiras classes (Tabela 3.4).

Árvores de diferentes espécies morrem em razão da influência direta da sua capacidade de competir com outras em uma idade específica, independentemente do local (ROSSI et al., 2007). Isso justifica o uso, na maioria das vezes, do índice de competição nos modelos de mortalidade para árvore individual (BURKHART e TOMÉ, 2012).

TABELA 0.4 - FREQUÊNCIA OBSERVADA E ESPERADA ACUMULADA EM 20 ANOS DOS INDIVÍDUOS VIVOS E MORTOS PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO PARA O ÍNDICE DE BAL. A= PIONEIRAS, B=ESTRATO INFERIOR, C=SUB-BOQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES.

Pioneiras (A)				
BAL	Vivas		Mortas	
Classes	<i>Fo</i>	<i>Fe</i>	<i>Fo</i>	<i>Fe</i>
0 F 7,15	0	0	0	0
7,16 F 14,30	80	80	0	0
14,31 F 21,40	124	124	0	0
21,41 F 28,60	491	381	23	133
28,61 F 35,70	590	448	152	294
35,71 F 42,85	519	516	81	84
42,86 F 50	816	601	163	378
X <sup>2</sup> calculado	435,66*			
Estrato inferior (B)				
BAL	Vivas		Mortas	
Classes	<i>Fo</i>	<i>Fe</i>	<i>Fo</i>	<i>Fe</i>
0 F 7,15	21	21	0	0
7,16 F 14,30	0	0	0	0
14,31 F 21,40	12	12	0	0
21,41 F 28,60	141	141	0	0
28,61 F 35,70	328	334	6	0
35,71 F 42,85	758	758	0	0
42,86 F 50	2.397	2.416	151	132
X <sup>2</sup> calculado	2,30 <sup>NS</sup>			
Sub-bosque (D)				
BAL	Vivas		Mortas	
Classes	<i>Fo</i>	<i>Fe</i>	<i>Fo</i>	<i>Fe</i>
0 F 7,15	2	2	0	0
7,16 F 14,30	60	0	0	60
14,31 F 21,40	367	118	0	249
21,41 F 28,60	2.684	2.110	95	669
28,61 F 35,70	3.421	820	1.171	3.772
35,71 F 42,85	0	0	0	0
42,86 F 50	0	0	0	0
X <sup>2</sup> calculado	11.526,85*			
Heliófilas (D)				
BAL	Vivas		Mortas	
Classes	<i>Fo</i>	<i>Fe</i>	<i>Fo</i>	<i>Fe</i>
0 F 7,15	73	73	0	0
7,16 F 14,30	288	288	0	0
14,31 F 21,40	956	956	0	0
21,41 F 28,60	1.998	1.770	28	256
28,61 F 35,70	2.399	1.315	336	1.420
35,71 F 42,85	1.358	0	818	2176
42,86 F 50	1.067	0	564	1631
X <sup>2</sup> calculado	3.499,05*			
Umbrófilas (E)				
BAL	Vivas		Mortas	
Classes	<i>Fo</i>	<i>Fe</i>	<i>Fo</i>	<i>Fe</i>
0 F 7,15	41	41	0	0
7,16 F 14,30	3	3	0	0
14,31 F 21,40	229	225	0	4
21,41 F 28,60	1.482	1.451	4	35
28,61 F 35,70	3.225	3.396	203	32
35,71 F 42,85	3.302	3.070	154	386

42,86 ± 50	1.125	0	248	1.373
$X^2$ calculado	2.033,35*			
Emergentes (F)				
BAL	Vivas		Mortas	
Classes	$F_o$	$F_e$	$F_o$	$F_e$
0 ± 7,15	1.101	1.101	0	0
7,16 ± 14,30	1.822	1.822	0	0
14,31 ± 21,40	2.078	2.078	0	0
21,41 ± 28,60	1.823	1.828	5	0
28,61 ± 35,70	1.723	1.845	73	12
35,71 ± 42,85	1.033	299	263	997
42,86 ± 50	282	0	106	388
$X^2$ calculado	2.859,30*			

Em que:  $F_o$ : é a Frequência observada;  $F_e$ : é a Frequência esperada; \* Significante a 95% de probabilidade; <sup>NS</sup> não significativo a  $p \leq 0,05$ .

Em geral, o menor número de indivíduos vivos foi observado no grupo de espécies pioneiras, corroborando com a teoria da ecologia das espécies, pois as espécies pioneiras têm vida curta.

O maior número de indivíduos mortos foi observado nos grupos das espécies de sub-bosque. Por classe, observa-se na última classe diamétrica, (45,01 ± 49,50) o maior número de indivíduos mortos no grupo de espécies do estrato inferior, aproximadamente o número total ocorrendo no grupo (Tabela 3.5).

O submodelo de recrutamento não é analisado pelo índice de BAL, e sim pela  $G$  e  $G_i$ . No geral os grupos ecológicos apresentam relação positiva do número de recrutamento com  $G$  e  $G_i$ .

Observou-se que o decréscimo de recrutas apresenta forte relação inversa com o aumento de  $G$  nos grupos das espécies sub-bosque e heliófilas. Para os grupos das espécies pioneiras (A) e umbrófilas (E) verificou-se um aumento no recrutamento à medida que  $G$  da floresta aumenta. Em contrapartida, nas pioneiras há uma tendência em diminuir o recrutamento, em que espécies intolerantes à sombra necessitam de muita luz na regeneração de plântulas (Figura 3.4).



TABELA 0.5 - FREQUÊNCIAS OBSERVADA E ESPERADA ACUMULADA EM 20 ANOS DOS INDIVÍDUOS VIVOS E MORTOS PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO PARA O ÍNDICE DE G. A= PIONEIRAS, B=ESTRATO INFERIOR, C=SUBBOQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES.

Pioneiras (A)				
G	Vivas		Mortas	
Classes	<i>F<sub>o</sub></i>	<i>F<sub>e</sub></i>	<i>F<sub>o</sub></i>	<i>F<sub>e</sub></i>
18,00 f 22,50	0	0	0	0
22,51 f 27,00	104	62	8	50
27,01 f 31,50	47	259	370	158
31,51 f 36,00	596	497	124	223
36,01 f 40,50	341	341	49	49
40,51 f 45,00	299	171	37	165
45,01 f 49,50	910	820	154	244
X <sup>2</sup> calculado	823,57*			
Estrato inferior (B)				
G	Vivas		Mortas	
Classes	<i>F<sub>o</sub></i>	<i>F<sub>e</sub></i>	<i>F<sub>o</sub></i>	<i>F<sub>e</sub></i>
18,00 f 22,50	0	0	0	0
22,51 f 27,00	21	21	0	0
27,01 f 31,50	79	79	0	0
31,51 f 36,00	227	223	6	0
36,01 f 40,50	333	333	0	0
40,51 f 45,00	548	548	6	6
45,01 f 49,50	2.449	2.468	145	126
X <sup>2</sup> calculado	3,16 <sup>NS</sup>			
Sub-bosque (C)				
G	Vivas		Mortas	
Classes	<i>F<sub>o</sub></i>	<i>F<sub>e</sub></i>	<i>F<sub>o</sub></i>	<i>F<sub>e</sub></i>
18,00 f 22,50	0	0	0	0
22,51 f 27,00	637	595	31	73
27,01 f 31,50	1.794	1.659	282	417
31,51 f 36,00	2.492	774	1.036	2.754
36,01 f 40,50	2.366	1	914	3.279
40,51 f 45,00	1.239	3	516	1.752
45,01 f 49,50	1.920	18	418	2.320
X <sup>2</sup> calculado	63.125,38*			
Heliófilas (D)				
G	Vivas		Mortas	
Classes	<i>F<sub>o</sub></i>	<i>F<sub>e</sub></i>	<i>F<sub>o</sub></i>	<i>F<sub>e</sub></i>
18,00 f 22,50	0	0	0	0
22,51 f 27,00	352	361	9	0
27,01 f 31,50	1.124	1.176	95	43
31,51 f 36,00	1.932	1.678	287	514
36,01 f 40,50	979	755	507	731
40,51 f 45,00	812	249	324	887
45,01 f 49,50	2.942	183	524	3.283
X <sup>2</sup> calculado	45.903,23*			
Umbrófilas (E)				
G	Vivas		Mortas	
Classes	<i>F<sub>o</sub></i>	<i>F<sub>e</sub></i>	<i>F<sub>o</sub></i>	<i>F<sub>e</sub></i>
18,00 f 22,50	0	0	0	0
22,51 f 27,00	265	265	0	0
27,01 f 31,50	968	1006	38	0
31,51 f 36,00	2.269	2.439	173	3
36,01 f 40,50	2.103	2.075	86	114
40,51 f 45,00	1.165	803	70	432
45,01 f 49,50	1.613	566	242	1.289

X² calculado	12.907,61*				
		Emergentes (F)			
G	Vivas		Mortas		
Classes	Fo	Fe	Fo	Fe	
18,00 ┆ 22,50	0	0	0	0	
22,51 ┆ 27,00	443	445	2	0	
27,01 ┆ 31,50	1.213	1.226	13	0	
31,51 ┆ 36,00	2.252	2.286	70	36	
36,01 ┆ 40,50	3.227	2.923	146	450	
40,51 ┆ 45,00	1.438	1.157	118	399	
45,01 ┆ 49,50	1.350	936	98	512	
X² calculado	1.053.77*				

Em que:  $F_o$ : é a Frequência observada;  $F_e$ : é a Frequência esperada; \* Significante a 95% de probabilidade; <sup>NS</sup> não significativo a  $p \leq 0,05$ .

Para o grupo das espécies pioneiras (A) observou-se a forte relação entre o recrutamento e  $G_i$  (0,69), demonstrando que com o aumento de indivíduos, aumenta a  $G_i$ . Observou-se fraca relação do recrutamento com  $G_i$  para os grupos das espécies de sub-bosque (C) e umbrófilas (D) (Tabela 3.6), corroborando com a natureza ecológica dos grupos, em que espécies tolerantes à sombra necessitam de pouca luz na regeneração de plântulas (TABARELLI e MANTOVANI; 1999, CATHARINO et al.; 2006).

Para o grupo das espécies emergentes (F) não houve relação do recrutamento com  $G$  e  $G_i$ , quer dizer, que não há aumento nem diminuição no recrutamento com  $G$  e  $G_i$  (Figura 3.4).

FIGURA 0.8 - GRÁFICOS DE CORRELAÇÃO DO RECRUTAMENTO EM FUNÇÃO DA VARIÁVEL DE COMPETIÇÃO G PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO. A= PIONEIRAS, B=ÉSTRATO INFERIOR, C=SUBBOQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES.

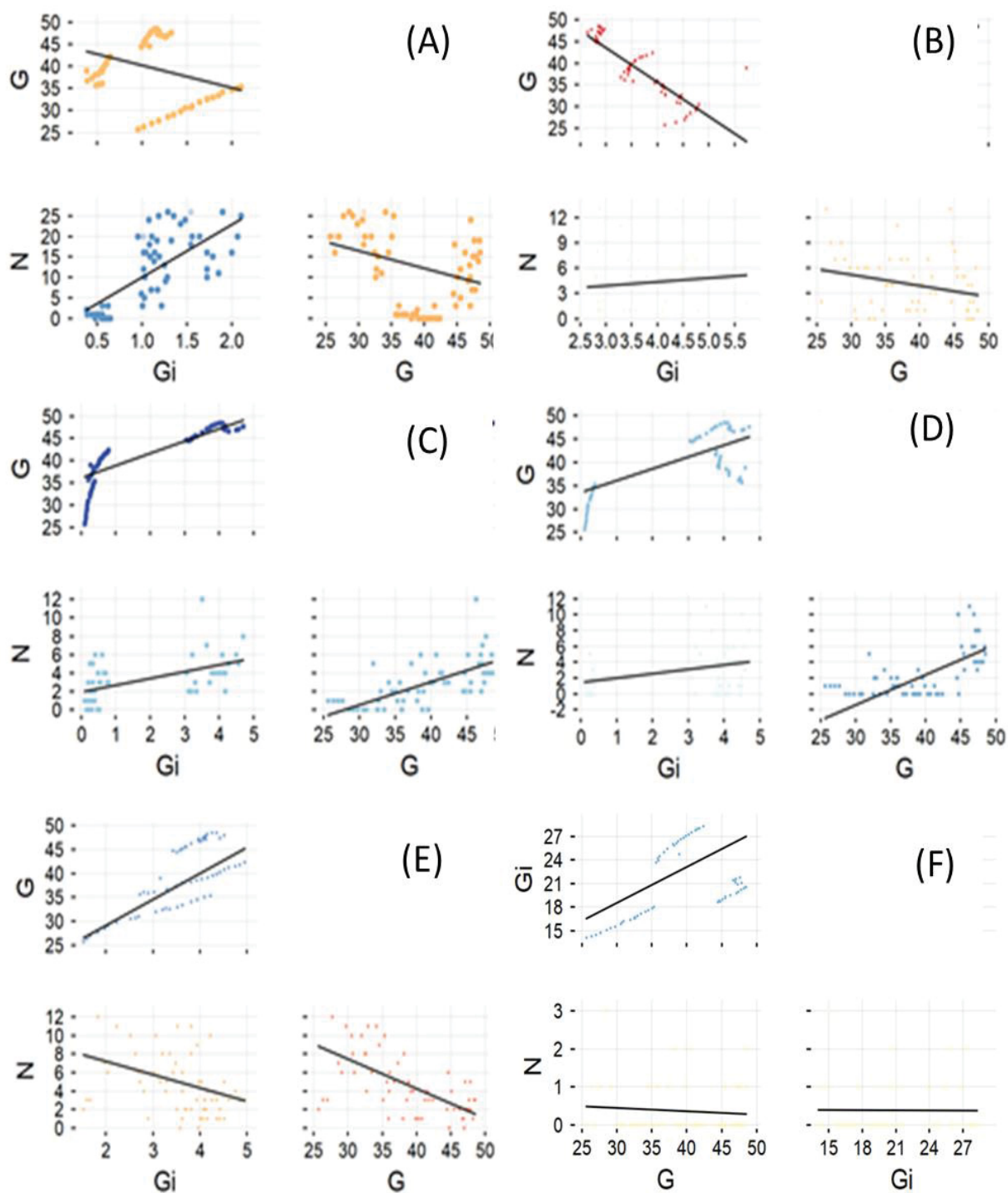


TABELA 0.6 - CORRELAÇÃO DO RECRUTAMENTO EM FUNÇÃO DA VARIÁVEL DE COMPETIÇÃO  $G$  E  $G_i$  PARA CADA GRUPO ECOLÓGICO. A= PIONEIRAS, B=ESTRATO INFERIOR, C=SUBBOSQUE, D=HELIÓFILAS, E= UMBRÓFILAS E F=EMERGENTES

Pioneiras (A)	Recrutamento	$G$
$G$	-0,37	
$G_i$	0,69	-0,32
Estrato inferior (B)	Recrutamento	$G$
$G$	0,50	
$G_i$	0,48	0,90
Sub-bosque (C)	Recrutamento	$G$
$G$	-0,26	
$G_i$	0,10	-0,83
Heliófilas (D)	Recrutamento	$G$
$G$	0,62	
$G_i$	0,19	0,50
Umbrófilas (E)	Recrutamento	$G$
$G$	-0,60	
$G_i$	-0,36	0,73
Emergentes (F)	Recrutamento	$G$
$G$	-0,01	
$G_i$	-0,07	0,55

No geral, observa-se que os grupos de espécies, classificados pela metodologia de Alder et al. (2002), na comparação visual de dois eixos corroboraram com a natureza ecológica dos grupos de espécies já conhecidos, mostrando que esta metodologia é simples.

Após a análise dos dados, foram efetuados os ajustes dos submodelos de incremento diamétrico e recrutamento para os grupos, cujos coeficientes estão apresentados na Tabela 3.7.

Para os submodelos de incremento diamétrico, a variável independente  $G$  do grupo das espécies pioneiras (A) e  $DAP$  e  $\ln(DAP)$  do grupo das espécies emergentes (F) não apresentaram significância, mas mesmo assim não deixaram de ser incluídas no modelo de crescimento, visto que os sinais dos coeficientes apresentaram coerência biológica. Uma hipótese para a não significância dessas variáveis no grupo das pioneiras, por se tratar de uma floresta em estágio avançado de sucessão e a hipótese para o grupo de espécies emergentes é que estas espécies atingem diâmetros grandes e vida longa.

TABELA 0.7 - COEFICIENTES DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO PARA OS SEIS GRUPOS.

		Grupos ecológicos					
Y	X	1	2	3	4	5	6
$\Delta d$	$\beta 0$	-0,5484*	-3,1069**	-2,5012**	-0,6546**	-3,5554**	-0,3713*
	DAP	-0,0587**	-0,0555**	-0,0260**	0,0103*	-0,0211**	0,0008 <sup>NS</sup>
	$\ln(DAP)$	0,9195**	1,7830**	1,3369**	0,5189**	1,9180**	0,0041 <sup>NS</sup>
	BAL	-0,0613*	0,0410*	0,0518**	0,0478**	0,0917**	0,3157**
	G	0,0409 <sup>NS</sup>	-0,0478*	-0,0566**	-0,0570**	-0,1046**	-0,0103*
p	$\beta 0$	-775,8310*	182,1053**	7,7492**	15,8068**	14,6752*	11,9748**
	DAP	28,2304*	2,6049**	-1,3575**	0,0195*	-1,1928**	-0,0593*
	$\ln(DAP)$	912,1353*					
	DAP <sup>2</sup>	-0,0350*		0,0123**		0,0040**	
	DAP <sup>0,5</sup>	-591,9220*	-33,8188**	4,9165*	-1,3490**	9,8659**	0,2343*
	DAP <sup>0,1</sup>	2668,4710*	-242,4830*	-56,6111*	-47,9468**	31,3446*	-19,4513*
	BAL	-1,4859**	-1,5698**	-0,1058*	-0,1592**	0,1539**	-0,2250**
N	G	-1,5978**					
	$\beta 0$	-5,0309**	-6,5078**	53,6775**	-14,5302	6,4480**	0,1122 <sup>NS</sup>
	G	-0,3465**	0,2510**	-0,4326	0,5338	-0,4134	0,0140**
	Gi	44,8037**	-1,1715**	-14,7698**	-3,8661**	8,0329	0,0690 <sup>NS</sup>
	Gi <sup>2</sup>	-13,7295**	0,2636**	1,5286**	0,6412**	-1,0852**	0,0014*

Em que: Y=Sub-modelo; X=Variável independente; 1=Pioneiras; 2=Estrato inferior; 3=Sub-bosque; 4=Heliófilas; 5=Umbrófilas; 6=Emergentes. \*\* significativa 99%, \*significante 95%.  $\Delta d$ =incremento diamétrico; p= probabilidade de sobrevivência; N = número de recrutamento.

Para a sobrevivência, a significância ( $p < 0,05$ ) da variável *BAL* foi encontrada em todos os grupos, exceto para o grupo sub-bosque, indicando que este grupo sofre maior supressão das árvores de maior porte. A variável área basal (*G*) foi significativa apenas para as pioneiras, indicando que este grupo é o mais afetado pela densidade. Verificou-se para a sobrevivência que todas as variáveis foram significantes para o ajuste (Tabela 3.7).

A maioria dos coeficientes ajustados nos submodelos de incremento diamétrico e recrutamento apresentou alta significância ( $p \leq 0,01$ ), indicando uma grande contribuição das variáveis escolhidas para os ajustes.

As estatísticas de ajuste e precisão do submodelo ajustado para incremento diamétrico para os grupos de espécies estão apresentadas na Tabela 3.8

De acordo com as estatísticas de ajuste e precisão resultantes para o submodelo de incremento diamétrico para os seis grupos de espécies, nota-se valores muito baixos de  $R^2$  e  $IA$ , devido à baixa correlação entre as variáveis explicativas do modelo, e apresentaram estatísticas de ajuste muito próximas para praticamente todos os grupos.

O uso de  $R^2$  eventualmente é simples para comparar diferenças expressivas entre funções alternativas. Contudo, o  $R^2$  não discrimina entre "erro puro" ou variação natural e falta de adequação do modelo. Outra desvantagem é que o  $R^2$  não leva em conta o número de termos no modelo, bem como outros termos adicionais, mesmo que não sejam significantes, resultam em um  $R^2$  mais alto (VANCLAY, 1994).

TABELA 0.8 - ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO SUBMODELO AJUSTADO DE INCREMENTO DIAMÉTRICO PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES.

Grupo de espécies	$R^2$	IA	Syx (%)
Pioneiras	0,2027	0,2055	103,24
Estrato inferior	0,1304	0,1324	99,14
Sub-bosque	0,0717	0,0726	115,36
Heliófilas	0,0200	0,0212	128,79
Umbrófilas	0,1606	0,1615	87,46
Emergentes	0,0572	0,0581	133,80

Em que:  $R^2$ : é o coeficiente de determinação múltipla; IA: é o índice de Schlaegel; Syx (%) :é o erro padrão da estimativa em porcentagem.

Para a precisão do submodelo de mortalidade utilizou-se a matriz de confusão, para calcular a taxa de acerto (Tabela 3.9).

TABELA 0.9 - MATRIZ DE CONFUSÃO DO SUBMODELO AJUSTADO DE SOBREVIVÊNCIA PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES.

<b>Pioneira</b>			<b>Estrato inferior</b>		
Estimado			Estimado		
Observado	Morta	Viva	Observado	Morta	Viva
Morta	288	131	Morta	132	25
Viva	154	2466	Viva	0	3657
TAE: 10,00%; TAA:90,00%			TAE: 0,65%; TAA: 99,34%		
<b>Sub-bosque</b>			<b>Heliófilas</b>		
Estimado			Estimado		
Observado	Morta	Viva	Observado	Morta	Viva
Morta	3067	130	Morta	1586	160
Viva	7528	2920	Viva	3899	4242
TAE: 56,12%; TAA: 43,87%			TAE: 41,05%; TAA: 58,94%		
<b>Ombrófilas</b>			<b>Emergentes</b>		
Estimado			Estimado		
Observado	Morta	Viva	Observado	Morta	Viva
Morta	330	279	Morta	356	91
Viva	1508	6875	Viva	1041	8882
TAE: 19,87%; TAA: 80,12%			TAE: 11,02%; TAA: 88,97%		

Em que: TAE: é a taxa aparente de erro; TAA: é a Taxa aparente de acerto.

Por meio da matriz de confusão obteve-se a taxa aparente de erro para a modelagem logística, na qual observa-se que o menor erro ocorreu para os grupos das espécies do estrato inferior e pioneiras, enquanto a maior taxa de erro ocorreu para o grupo das espécies de sub-bosque. Contudo, ressalta-se que mesmo para o grupo sub-bosque, dos 2.920 indivíduos classificados como mortos no período de 20 anos de medição, o modelo acertou 3.067 neste mesmo período, demonstrando, assim, que apesar da elevada taxa aparente de erro, o modelo mostra-se confiável para a estimativa da mortalidade (Tabela 3.9).

As estatísticas de ajuste e precisão do submodelo ajustado para recrutamento para os grupos de espécies estão apresentadas na Tabela 3.10.

TABELA 0.10 - ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO SUBMODELO AJUSTADO DE RECRUTAMENTO PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES.

Grupo de espécies	$R^2$	IA	Syx (%)
Pioneiras	0,6342	0,6346	40,35
Estrato inferior	0,2717	0,2724	49,34
Sub-bosque	0,1597	0,1600	69,56
Heliófilas	0,4770	0,4773	66,61
Umbrófilas	0,4482	0,4484	48,77
Emergentes	0,0070	0,0073	177,36*

Em que:  $R^2$ : coeficiente de determinação múltipla; IA: índice de Schlaegel; Syx (%) :erro padrão da estimativa em porcentagem.

De acordo com as estatísticas de ajuste e precisão ajustadas para o submodelo de recrutamento, para os seis grupos de espécies, nota-se valores muito baixos de  $R^2$  e IA devido à grande amplitude dos dados, exceto para o grupo das espécies pioneiras. Para o grupo das espécies emergentes o Syx é alto devido ao baixo número de indivíduos recrutados em 20 anos de medição, totalizando 22 indivíduos no grupo (Tabela 3.10).

Para validação dos dados foram utilizados os valores observados no último levantamento (2015) para iniciar o modelo construído. Três anos foram simulados com o modelo construído, e foram comparados com os dados observados em 2016 e 2017.

A área basal total projetada pelo modelo resultou em valores diferentes dos valores observados. Observa-se que em todos os valores estimados no modelo construído os valores foram subestimados, principalmente para a parcela Imbuia (Tabela 3.11).



TABELA 0.11 - ÁREA BASAL OBSERVADA NO ÚLTIMO LEVANTAMENTO DE DADOS E PROJETADA ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ ) PELO MODELO DE CRESCIMENTO PARA ÁREA BASAL TOTAL DA PARCELA (G).

Parcela	Ano 2015	
	G Observado ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	G estimado ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )
Araucária	42,420	40,319
Imbuia	46,800	42,320
Fogo	35,670	33,371
Parcela	Ano 2016	
	G Observado ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	G estimado ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )
Araucária	42,723	40,670
Imbuia	47,039	42,670
Fogo	35,945	33,827
Parcela	Ano 2017	
	G Observado ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	G estimado ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )
Araucária	43,013	41,087
Imbuia	47,251	43,088
Fogo	36,213	34,003

Os valores das estatísticas viés, precisão e acurácia estão calculados em percentagem (Tabela 3.12).

TABELA 0.12 - VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA EM PERCENTAGEM CALCULADOS PARA A ÁREA BASAL TOTAL (G).

Estatísticas	G ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )
Viés (%)	6,82
Precisão (%)	2,66
Acurácia (%)	7,32

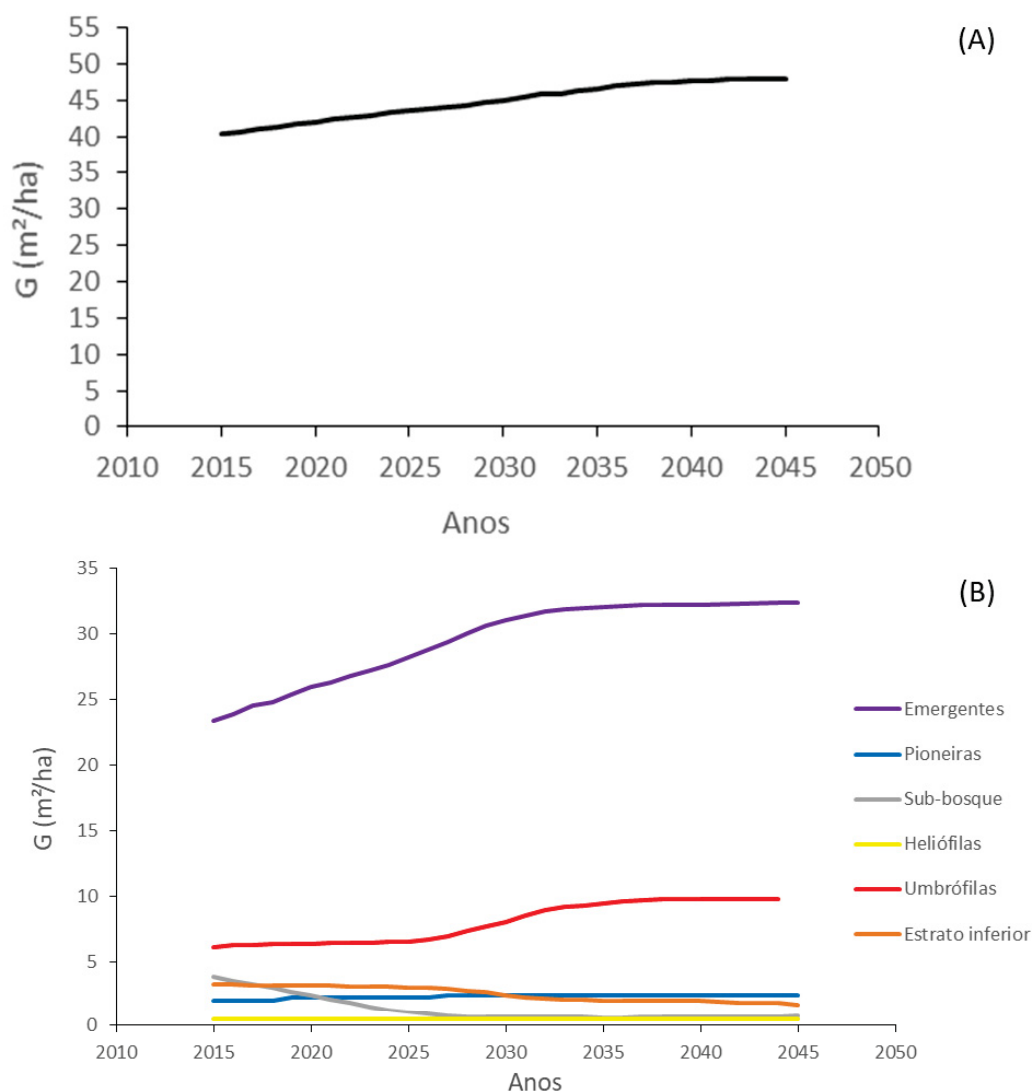
Os resultados das estatísticas de validação resultaram em valores bons e confiáveis para a área basal total (Tabela 3.12). Orellana (2014) obteve valores semelhantes (viés: -2,2; precisão: 2,0 e acurácia: 2,98) para área basal total em Floresta Ombrófila Mista.

Após a validação, o modelo foi utilizado para efetuar projeções para a área basal total e por grupo de espécies nas três parcelas separadamente (1ha).

Na parcela Araucária foi observado um crescimento de área basal média de  $0,254 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ , ocorrendo a estabilidade do crescimento desta parcela, que provavelmente atingiu seu estoque máximo e a redução em área basal total se deve à ocorrência de mortalidade de espécies e a ausência de recrutamento. (Figura 3.5 A).

Os grupos das espécies umbrófilas e emergentes apresentaram ganho em área basal até o ano de 2033, e depois se estabilizaram. Para os grupos das espécies sub-bosque e estrato inferior ocorreu diminuição da área basal (Figura 3.5 B).

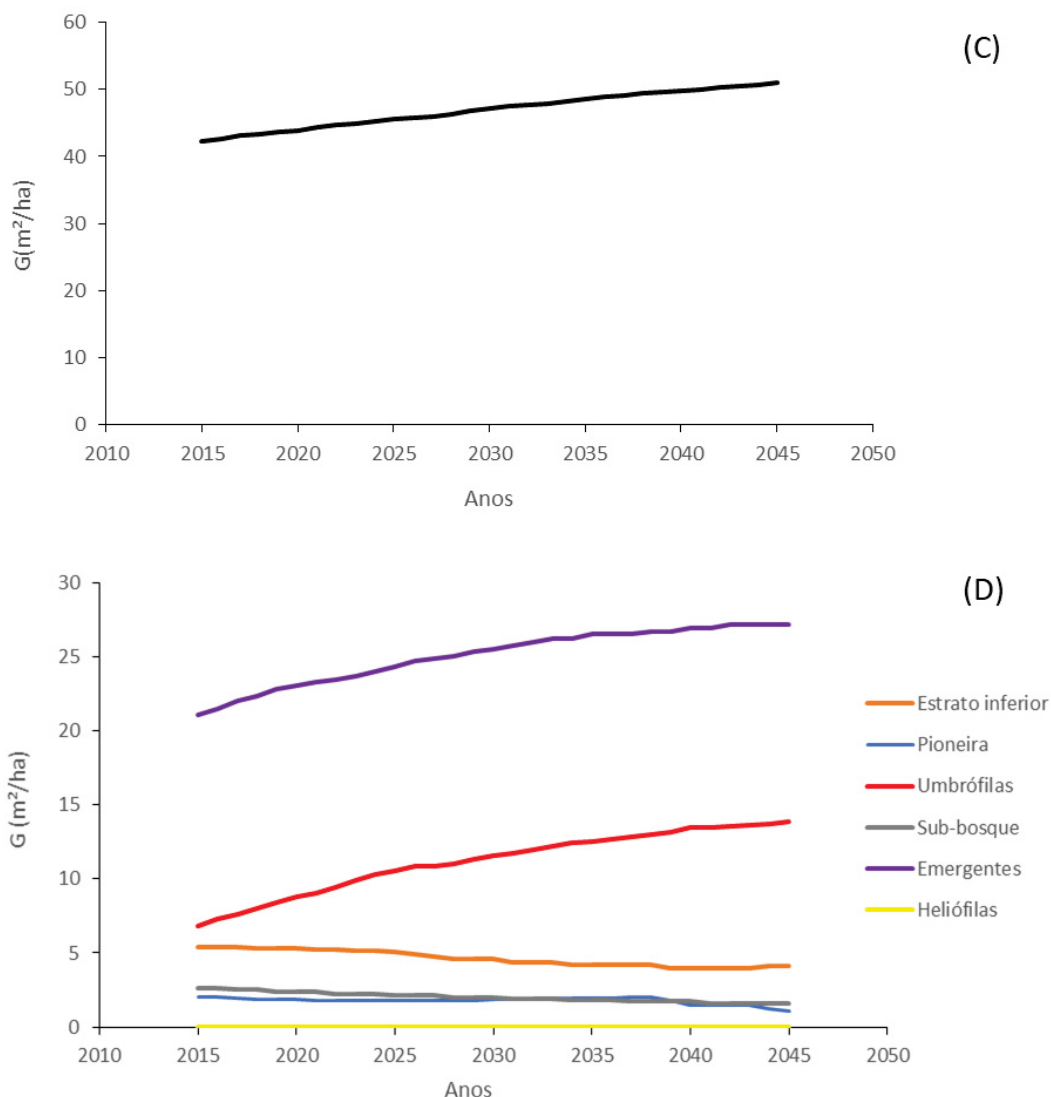
FIGURA 0.9 - PROJEÇÕES PARA 30 ANOS EM ÁREA BASAL TOTAL (A) E POR GRUPO DE ESPÉCIES (B) PARA PARCELA ARAUCÁRIA.



Na parcela Imbuia, o modelo indicou o maior crescimento em área basal total entre as parcelas de estudo durante os 30 anos de simulação. O aumento de crescimento em área basal total é em média de  $0.863 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ . (Figura 3.6 C).

O grupo das espécies umbrófilas apresentou maior ganho em área basal na parcela Imbuia em relação às demais parcelas. No grupo de espécies emergentes foi observado aumento de área basal, e tende a estabilizar o crescimento iniciando no ano de 2032. Nos demais grupos de espécies não houve mudanças na projeção (Figura 3.6 D).

FIGURA 0.10 - PROJEÇÕES PARA 30 ANOS EM ÁREA BASAL TOTAL (C) E POR GRUPO DE ESPÉCIES (D) PARA PARCELA IMBUÍTA.

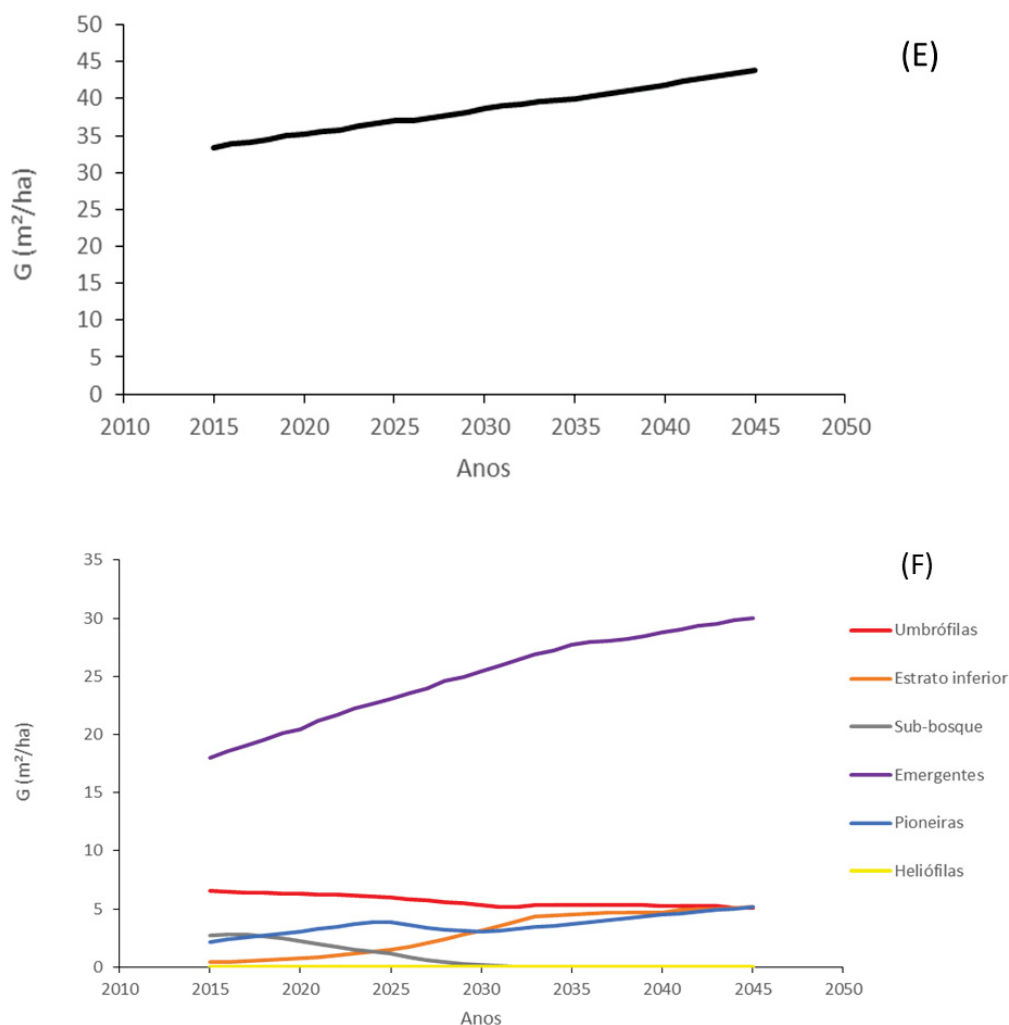


Na parcela Fogo foi observado o crescimento em área basal média  $0,351 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Nessa parcela esperava-se um alto ganho em área basal total devido a abertura de clareiras com a ocorrência de fogo. A hipótese para esta constatação é de que a parcela está se estabilizando em seu crescimento e o número de recrutamentos é baixo (Figura 3.7 E).

O grupo das espécies emergentes apresentou o maior aumento em área basal ao longo dos 30 anos de projeção. Para o grupo das espécies de estrato inferior houve um aumento em área basal entre o ano de 2025 até 2033, e depois se estabiliza. No grupo de espécies sub-bosque foi observado diminuição de área basal desde início da simulação, mantendo sua área basal depois do ano de 2030 muito baixa. Para o

grupo das espécies pioneiras há um aumento em área basal até o ano de 2025, depois uma diminuição, e no ano de 2030 retomará o ganho em área basal.

FIGURA 0.11 - PROJEÇÕES PARA 30 ANOS EM ÁREA BASAL TOTAL (E) E POR GRUPO DE ESPÉCIES (F) PARA PARCELA FOGO.



Em geral, nas três parcelas, no grupo de espécies heliófilas não houve mudanças de área basal ao longo dos 30 anos de projeção. Para o grupo das espécies emergentes (*Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa*) há um aumento de área basal total do grupo, a justificativa é que árvores de maior diâmetro incrementam mais em área transversal, pois esse incremento não depende apenas da área incrementada, mas também do diâmetro inicial ao longo do período analisado (MATTOS et al.; 2010, CUBAS et al.; 2016, WEBER. V. P. et al.; 2018).

A necessidade de estudos de crescimento, sobrevivência e recrutamento relacionados à índices de competição individual colaboram, sobremaneira, o entendimento da estrutura e composição entre árvores. Os resultados apoiam o planejamento florestal, elaboração de técnicas, modelos de manejos e intervenções com a finalidade de sustentabilidade, visando à conservação e manutenção da futura estrutura e diversidade das espécies.

Alguns trabalhos similares foram realizados para simular a dinâmica da Floresta Ombrófila Mista. Orellana (2014) simulou um modelo de crescimento no *software* SIMILE para 107 espécies, com quatro medições (2002, 2005, 2008 e 2011) em parcelas permanentes e obteve bons resultados para os grupos de espécies.

### 3.4.CONCLUSÕES

A metodologia de agrupamento de espécies proposta por Alder et al. (2002) em seis grupos ecológicos (pioneiras, estrato inferior, sub-bosque, heliófilas, umbrófilas e emergentes) mostrou-se apropriada de maneira geral, e corrobora com as características ecológicas das principais espécies da Floresta Ombrófila Mista.

A modelagem mostrou-se plausível, para os submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento, considerando a complexidade e riqueza de espécies tropicais, para as projeções efetuadas para um período de 20 anos de medição.

A validação do modelo construído, efetuada em dados independentes da área de estudos, mostrou-se coerente para efetuar a simulação do crescimento da floresta por grupos ecológicos das espécies que a compõe.

As simulações efetuadas para um período de 30 anos nas três parcelas da área de estudo revelaram, em geral, aumento no crescimento em área basal total.

Para as simulações realizadas por grupo de espécies, demonstram que o grupo das espécies emergentes tende a aumentar em área basal, devido as características de longevidade e crescimento. Por outro lado, o modelo indicou que os grupos de espécies umbrófilas e estrato inferior tendem a aumentar sua área basal ao longo do tempo.

### 3.5.REFERÊNCIAS

ALDER, D. OAVIKA, F., SANCHEZ, M., SILVA, J.N.M., van der HOUT, P., WRIGHT, H.L. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. **International Forestry Review**, v.4, n. 3, p. 196-205, 2002.

ALDER, D., SILVA, J.N.M. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecol. Manage.**, v. 130, p. 141-157, 2000.

BITTENCOURT, J. V. M.; SEBBENN, A. M. Genetic effects of forest fragmentation in high-density *Araucaria angustifolia* populations in Southern Brazil. **Tree Genetics & Genomes**, Heidelberg, v. 5, n. 4, p. 573-582, out. 2009.

BONTEMPS, J. D.; BOURIAUD, O. Predictive approaches to forest site productivity: recent trends, challenges and future perspectives. **Forestry**, v. 87, n. 1, p. 109-128, 2014.

BOTKIN, D.B. **Forest Dynamics**: An ecological model. Oxford University Press. 309 p, 1993.

BRAVO-OVIEDO, A., STERBA, H., RIO, M., BRAVO, F. Competition-induced mortality for Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. and *P. sylvestris* L. **Forest Ecol. Manage.**, v. 222, p. 88-98, 2006.

BURKHART, H.E.; TOMÉ, M. **Modeling forest trees and stands**. Dordrecht: Springer; 2012, 457 p.

CARLUCCI, M.B., JARENKOW, J.A., DUARTE, L.S., PILLAR, V.P. Conservação da Floresta com Araucária no extremo sul do Brasil. **Natureza & Conservação**, v.9, n.1, p. 111-114, 2011.

CASTRO, R. V. O. **Modelagem de árvore individual para uma floresta estacional Semidecidual utilizando redes neurais**. 105 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

CASTRO, R.V.O; SOARES, C.P.B; LEITE, H.G; SOUZA, A.L; MARTINS, F.B; NOGUEIRA, G.S. **Competição em nível de árvore individual de uma floresta estacional semidecidual**. Silva Lusitana 2014; 22(1): 43-66.

CATHARINO, E.L., BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., DURIGAN, G. & METZGER, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. Biota Neotrop.

CHASSOT, T. et al. Modelos de crescimento em diâmetro de árvores individuais de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 303 – 313, 2011.

CHAVE, J. Study of structural, sucessional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. **Ecological Modelling**, v. 124, p. 233-254, 1999.

CUBAS, R.; WATZLAWICK, L.F.; FIGUEIREDO FILHO, A. Incremento, ingresso, mortalidade em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Três Barras, SC. **Revista Ciência Florestal**, v. 26, n. 3, p. 889-900, 2016.

CUNHA, T.A.; FINGER, C.A.G.; SCHNEIDER, P.R. Linear mixed model to describe the basal area increment for individual cedro (*Cedrela odorata* L.) trees in occidental Amazon, Brazil. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 461 – 470, 2013.

EASDALE, T.A., ALLEN, R.B., PELTZER, D.A., HURST, J.M. Size-dependent growth response to competition and environment in *Nothofagus menziesii*. **Forest Ecol. Manage.**, v. 270, p. 223-231, 2012.

EID, T., TUHUS, E. Models for individual tree mortality in Norway. **For. Ecol. Manage.**, v. 154, p. 69-84, 2001.

FIELD, A. **Descobrimos a estatística usando o SPSS**. Porto Alegre: Artmed, 2009.

GOURLET-FLEURY S., BLANC L., PICARD N., SIST P., DICK J., NASI R., SWAINE M.D., Forni E. Grouping species for predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. **Ann. For. Sci.**, v. 62, p. 785-796, 2005.

GREENE, W. H. **Econometric analysis**. Seventh Edition, Pearson, 2012. 1238p.

HAMILTON, D.A. A logistic model of mortality in thinned and unthinned mixed conifer stands of northern Idaho. **For. Sci.**, v. 32, p. 989-1000, 1986.

HURST, J.M., STEWART, G.H., PERRY, G.L.W., WISER, S.K., NORTON, D.A. Determinants of tree mortality in mixed old growth *Nothofagus* forest. **For. Ecol. Manage.**, v. 270, p. 189-199, 2012.

HUTH, A., DITZER, T. Simulation of the growth of a lowland Dipterocarp rain forest with FORMIX3. **Ecological Modelling**, v.134, p. 1-25, 2000.

KARIUKI, M., ROLFE, M., SIMTH, R.G.B., VANCLAY, J.K., KOOYMAN, R.M. Diameter growth performance varies with species functional-group and habitat characteristics in subtropical rainforests. **For. Ecol. Manage.**, v. 225, p. 1-14, 2006.

KÖHLER, P., DITZER, T., ONG, R.C., HUTH, A. Comparison of measured and modelled growth on permanent plots in Sabahs rain forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 144, p. 101-111, 2001.

KÖHLER, P., HUTH, A. The effects of tree species grouping in tropical rainforest modelling: Simulations with individual-based model FORMIND. **Ecological Modelling**, v. 109, p. 301-321, 1998.



LEDERMANN, T., ECKMÜLLNER, O. A method to attain uniform resolution of the competition variable Basal-Area-in-Larger Trees (BAL) during forest growth projections of small plots. **Ecological Modelling**, v. 171, p. 195-206, 2004.

LHOTKA, J.M.; LOEWENSTEIN, E.F. An individual tree diameter growth model for managed uneven aged oak shortleaf pine stands in the Ozark Highlands of Missouri, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 3, p. 770 – 778, 2011.

LIU, J., ASHTON, P.S. FORMOSAIC: an individual-based spatially explicit model for simulating forest dynamics in landscape mosaics. **Ecological Modelling**, v. 106, p.177-200, 1998.

LUSTOSA JUNIOR I.M et al. Competition Indexes to Evaluate Tree Growth in a Semi-Deciduous Seasonal Forest. **Floresta e Ambiente**, v. 26, p. 1-12, 2019.

MATTOS, P. P. DE; OLIVEIRA, M. F.; AGUSTINI, A. F.; BRAZ, E. M.; RIVERA, H.; OLIVEIRA, Y. M. M. DE; ROSOT, M. A. D.; GARRASTAZU, M. C. Aceleração do crescimento em diâmetro de espécies da Floresta Ombrófila Mista nos últimos 90 anos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 319-326, 2010.

MARTINS, F.B; SOARES, C.P.B; LEITE, H.G; SOUZA, A.L; CASTRO, R.V.O. Índices de competição em árvores individuais de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 2011; 46(9): 1089-1098.

MINATTI, M. **Dendrocronologia aplicada na geração de modelos de crescimento biométricos e ambientais para Araucaria angustifolia na fitorregião do planalto serrano, SC**. 2015. 140p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade do Estado de Santa Catarina – Lages, 2015.

MIRANDA, R. O. V. **Modelagem de árvores individuais para povoamentos não desbastados de Pinus taeda L.** 168f. Tese - (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná. 2016.

MUETZELFELDT, R., MASSHEDER, J., The Simile visual modelling environment. **European Journal of Agronomy**, v.18, n.3, p. 345-358, 2003.

NAMAALWA, J., Eid, T., SANKHAYAN, P. A multi-species density-dependent matrix growth model for the dry woodlands of Uganda. **For. Ecol. Manage.**, v. 213, p. 312327, 2005.

NASCIMENTO, R. G. M. **Modelagem e simulação do crescimento e produção de floresta tropical manejada na Amazônia Oriental**. Tese - (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná. 2016.

NEWTON, A.C. **Forest ecology and conservation: a Handbook of techniques**. Oxford University Press, USA, 1st Ed., 454 p, 2007.

ORELLANA E, FIGUEIREDO FILHO A, PÉLLICO NETTO S, VANCLAY JK. A distance-independent individual-tree growth model to simulate management regimes in native Araucaria forests. **Journal of Forest Research** 2016; 22(1): 30-35.

ORELLANA E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados com modelos de árvore individual dependente e independente da distância em um fragmento de Floresta de Araucária no Sul do Brasil**. 154 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

ORELLANA, E. et al. Predicting the dynamics of a native Araucaria forest using a distance-independent individual tree-growth model. **Forest Ecosystems**, v. 3, n. 1, p. 1-11, 2016.

PHILIPS, P.D., YASMAN, I., BRASH, T.E., van GARDINGEN, P.R. Grouping tree species for analysis of forest data in Kalimantan (Indonesian Boreo). **For. Ecol. Manage.**, v.157, p. 205-216, 2002.

PICARD, N., KOHLER, P., MORTIER, F., GOURLET-FLEURY, S. A comparison of five classifications of species into functional groups in forests of French Guiana. **Ecological Complexity**, v. 11, p. 75-83, 2012.

PICARD, N., MORTIER, F., ROSSI, V., GOURLET-FLEURY, S. Clustering species using a model of population dynamics and aggregation theory. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 152-160, 2010.

PORTÉ, A., BARTELINK, H.H. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. **Ecological Modelling**, v. 150, p.141-188, 2002.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009.

PURVES, D., PACALA, S. **Predictive Models of Forest Dynamics**. Science, v. 320, p. 1452-1453, 2008.

PÜTZ, S., GROENEVELD, J., ALVES, L.F., METZGER, J.P., HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 1986-1997, 2011.

RITCHIE, M.W., SKINNER, C.N., HAMILTON, T.A. Probability of tree survival after wildfire in an interior pine forest of northern California: Effects of thinning and prescribed fire. **For. Ecol. Manage.**, v. 247, p. 200-208, 2007.

ROSSI, L.M.B. **Processo de difusão para simulação da dinâmica de floresta natural**. 148 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 2007.

SANQUETTA, C.R.; MATTEI, E. **Perspectivas de Recuperação e Manejo Sustentável das Florestas de Araucária**. Curitiba, Multi-Graphic Gráfica e Editora, 264p, 2006.

SATO H. Simulation of the vegetation structure and function in a Malaysian tropical rain forest using the individual based dynamic vegetation model SEIB-DGVM. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 11, p. 2277 – 2286, 2009.

SKOVSGAARD, J.P.; VANCLAY, J.K. Forest site productivity: review of the evolution of dendrometric concepts for even – aged stands. **Forestry**, v. 81, n. 1, p. 13 – 31, 2008.

SOUZA, A.F. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of *Araucaria angustifolia* in South America. **Austral Ecology**, v. 32, p.524533, 2007.

SPIEGEL, M.R. **Estatística**. Traduzido por Pedro Cosentino. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, Ltda.1972, 580p.

STOYAN, D.; PENTTINEN, A. Recent applications of point process methods in Forestry Statistics. **Statistical Science**, v. 15, n. 1, p. 61-78, 2000.

SUBEDI, N.; SHARMA, M. Individual tree diameter growth models for black spruce and jack pine plantation in northern Ontario. **For. Ecol. Manage.**, v. 261, n. 11, p. 2140 – 2148, 2011.

TABARELLI, M., MANTOVANI, W. & PERES, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 91:119-127

TÉO, S. J. et al. Índice de densidade do povoamento para bracatingais nativos da região Metropolitana de Curitiba, PR. **Cerne**, v. 14, n. 1, 54-61, 2008.

TIETJEN, B., HUTH, A. Modelling dynamics of managed tropical rainforests-An aggregated approach. **Ecological Modelling**, v. 199, p. 421-432, 2006.

VANCLAY, J.K. Aggregating tree species to develop diameter increment equations for tropical rainforests. **For. Ecol. Manage.**, v. 42, p. 143-168, 1991a.

VANCLAY, J.K. **Growth modelling and yield prediction for sustainable forest management**. The Malaysian Forester, v. 66, n.1, p. 58-69, 2003.

VANCLAY, J.K. **Modelling Continuous Cover Forests**. In: PUKKALA, T., VON GADOW, K. Continuous Cover Forestry, Managing Forest Ecosystems, 2nd Ed., Springer, 296p, 2012.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forests**. CAB International, Wallingford, U.K. 312p, 1994.

WEBWE, V.P.; FINFGER, C. A. G.; COSTA, E. C.; ZIMMERMANN, A. P. L.; LONGHI, R. V. Modelagem linear generalizada para descrever o incremento em área transversal de árvores individuais de Imbuia. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 48, n. 1. P. 123 – 132, jan. /marc. 2018.

WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW Jr, J.A., VANCLAY, J.K., 2011. **Forest Growth and Yield Modeling**, Wiley-Blackwell, Chichester.

WERNSDÖRFER, H., ROSSI, V., CORNU, G., ODDOU-MURATORIO, S., GOURLET-FLEURY, S. Impact of uncertainty in tree mortality on the predictions of a tropical forest dynamics model. **Ecological Modelling**, v. 218, p. 290-306, 2008.

ZHAO, D., BORDERS, B., WILSON, M. Individual-tree diameter growth and mortality models for bottomland mixed-species hardwood stands in the lower Mississippi alluvial valley. **For. Ecol. Manage**, v. 199, p. 307-322, 2004.

ZHANG, J., HAO, Z, SUN, I.F., SONG, B., YE, J., LI, B., WANG, X. Density dependence on tree survival in an old-growth temperate forest in northeastern China. **Ann. For. Sci.**, v. 66, n. 2, (204), 2009

#### 4. MODELO DE ÁRVORE INDIVIDUAL DEPENDENTE DA DISTÂNCIA NA DINÂMICA E PROJEÇÃO PARA GRUPOS ECOLÓGICOS

##### RESUMO

A complexidade das espécies florestais tropicais difere quanto ao nível de competição que exercem umas sobre as outras. A avaliação da competição entre espécies ou grupos de espécies é efetuada por meio de modelos de crescimento em nível de árvore individual dependentes da distância como ferramenta de apoio ao manejo em florestas mistas. O objetivo deste trabalho foi compor um modelo em nível de árvore individual dependente da distância, e simular projeções para a parcela Araucária. Todas as árvores com diâmetro a 1,30m ( $DAP \geq 10cm$ ) foram mensuradas e identificadas quanto à espécie e plotadas em um plano cartesiano (X, Y) em metros. O índice de competição de Hegyi foi empregado para avaliar a influência da competição no crescimento diamétrico, na sobrevivência e recrutamento. Submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento foram ajustados para seis grupos ecológicos e processados no simulador SIMILE para simular a dinâmica florestal. O modelo de crescimento construído foi validado com dados oriundos da mesma área de estudo de anos subsequentes aos das medições em estudo. As projeções foram realizadas em área basal total e por grupos de espécies para a parcela Araucária. As projeções indicaram tendência crescente em área basal total até o fim do período simulado. Os grupos de espécies pioneiras, heliófilas demonstram que não haverá mudanças de área basal para os próximos 30 anos de projeção. O grupo das espécies umbrófilas apresentou maior ganho em área basal na parcela em relação aos demais grupos de espécie para as projeções futuras.

Palavras chave: Distância entres árvores, Grupos de espécies, Manejo florestal.

##### ABSTRACT

The complexity of tropical forest species varies substantially depending on the competition level they exert on each other. The competition between species or species groups is assessed by using distance-dependent growth models at an individual level as a support tool for management of mixed forests. This study aimed

to build a distance-dependent growth model at an individual tree level and simulate projections for the Araucaria plot. All trees with diameter at 1,30m ( $DBH \geq 10cm$ ) have been measured, identified, and assigned to a Cartesian plane (X, Y) in meters. *Hegyi's* competition index has been used to assess the influence of the competition on diameter growth, survival, and recruitment. Diametric growth, survival, and recruitment sub-models have been adjusted for six ecological groups and processed by the SIMILE simulator to simulate the forest's dynamics. The constructed growth model was validated with data from the same study area of subsequent years to the measurements under study. The projections of the Araucaria plot were made on total basal area and by species groups. Regarding the groups of species, the pioneers and the light demanding showed that their basal area will not increase over the next 30 years of projection. The shade tolerant species group showed greater basal area gain in the plot compared to the other species groups for future projections.

Keywords: Distance between trees, Species groups, Forest management.

#### 4.1. INTRODUÇÃO

As florestas brasileiras são fonte de muitos bens e serviços, exercendo funções essenciais nos âmbitos social, econômico e ambiental. No Brasil é estimado que quase 500 milhões de hectares são de florestas naturais e aproximadamente 10 milhões de florestas plantadas, totalizando 58,5% do território (SFB, 2019).

A Floresta Ombrófila Mista (FOM), também conhecida como Floresta de Araucária, possui remanescentes florestais nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo e Minas Gerais (INOUE et al., 1984), apresentava uma vasta extensão com grande diversidade de espécies, com excelente potencial madeireiro que, por sua vez, foram alvos de intensa exploração no passado (STEPKA, 2012). A *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (pinheiro-brasileiro) é uma das espécies coníferas mais comuns e economicamente importantes no sul do Brasil, principalmente da Floresta Ombrófila Mista.

A avaliação da dinâmica florestal por meio de modelos matemáticos tem sido utilizada com o objetivo de avaliar a estrutura, composição e crescimento da floresta ao longo do tempo, pois é uma ferramenta importante para conhecer e prever as

possíveis mudanças futuras da floresta. A modelagem é baseada na construção ou adaptação de modelos estatísticos que descrevem a situação real da floresta.

A competição é importante e contribui neste contexto, desempenhando um papel significativo na dinâmica da floresta, sendo que a estrutura da comunidade florestal é moldada pela interação competitiva entre os indivíduos (HUI et al., 2018).

A finalidade de modelar crescimento, utilizando índices dependentes da distância em grupos de espécies, deve-se à grande diversidade de espécies, consequentemente taxas de crescimento diferentes, idades diferentes, permitindo simplificar a avaliação e determinar qual grupo prevalece sobre os outros com o passar do tempo.

Muitos autores têm analisado a melhor maneira de agrupamento das espécies para modelagem da dinâmica em florestas naturais devido à grande diversidade de espécies e idades (VANCLAY, 1991a; KÖHLER e HUTH, 1998; ALDER e SILVA, 2000; PHILIPS et al., 2002; GOURLET-FLEURY et al., 2005; PICARD et al., 2010; PICARD et al., 2012).

Modelos de árvore individual objetivam avaliar o comportamento do crescimento específico por árvore, pois consideram variáveis próprias da árvore (incremento, idade, espécie, entre outras), das árvores vizinhas (com o uso de índices de competição), mortalidade, ingresso e de fatores ambientais (STOYAN e PENTTINEN, 2000).

Muitos trabalhos vêm mencionando que a modelagem de árvore individual é o melhor método para ser utilizado como ferramenta de apoio ao manejo florestal em florestas mistas, quando comparado a outras abordagens na modelagem do crescimento e produção, como modelos de povoamento total ou de distribuição diamétrica (VANCLAY, 1994; PORTÉ e BARTELINK, 2002; RENNOLLS et al., 2007; WEISKITTEL et al., 2011).

Nos modelos individuais dependentes da distância ou espaciais, a variável preditora incorporada nessa categoria da modelagem é a posição das árvores (x,y), onde o nível de detalhamento pode apresentar um viés ecológico acentuado (ROITMAN, 2011; BURKHART e TOMÉ, 2012).

O uso desses modelos pode evidenciar se a distância entre as árvores gera estimadores mais confiáveis em parcelas e/ou em grupos de espécies em estudos ecofisiológicos e dinâmica de populações, auxiliando o conhecimento da estrutura e



composição da floresta atual e capaz de prever o futuro da floresta para melhor tomada de decisões (PRETZSCH et al., 2002). (ORELLANA, 2014).

O objetivo deste trabalho foi modelar e analisar o comportamento da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista para grupos ecológicos de espécies, e simular projeções em parcelas usando um modelo individual de crescimento de árvores dependente da distância.

## 4.2. MATERIAL E MÉTODOS

Localização das áreas de estudo, forma de coleta de dados e variáveis coletadas estão especificadas no item 1.4 do primeiro capítulo.

As árvores estão em contínuo estado de competição por espaço, luz e no solo (água, minerais e oxigênio). Na medida em que as árvores aumentam de tamanho, suas necessidades individuais também se ampliam (KRAMER e KOZLOWSKI, 1972) e, somados à presença de recursos limitados, contribuem para a diminuição global da taxa de crescimento, do metabolismo e da sobrevivência das árvores (WELDEN e SLAUSON, 1986).

As florestas nativas do Brasil apresentam grande diversidade de espécies, daí ser impraticável o ajuste de modelos matemáticos por espécie, ou seja, é necessário agrupá-las por características (VANCLAY, 1991a; PURVES e PACALA, 2008; PICARD et al., 2012).

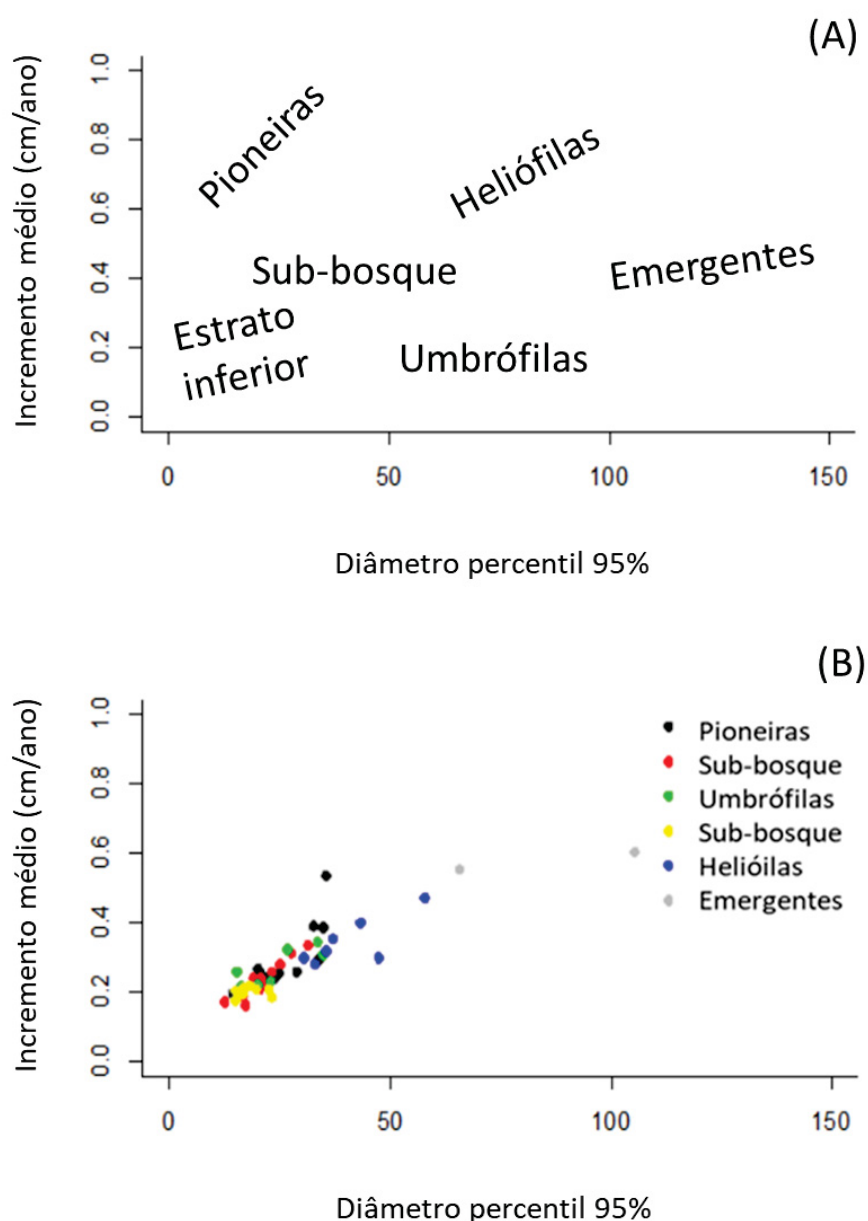
Contudo, uma das características que diferem as espécies quanto ao nível de influência que elas exercem sobre as outras espécies é a necessidade de luz (LORIMER, 1983; SZWAGRZYK et al., 2012). Espécies tolerantes à sombra têm mais densidade de folhas do que as intolerantes e, portanto, um índice de competição deveria ser calculado para cada espécie (STADT et al., 2007). O conhecimento da posição das árvores na floresta permite que sejam realizados estudos sobre árvores vizinhas e suas competidoras e essas informações devem estar conectadas a um modelo de crescimento (LIU e BURKHART, 1994).

A metodologia de Alder et al., (2002) é um método fácil para agrupar espécies na modelagem de crescimento (VANCLAY, 2003), envolve uma ordenação de incremento médio por espécies no percentil de 95% da distribuição de diâmetro, com análise de agrupamento baseada na distância euclidiana entre pontos. Ele definiu seis grupos ecológicos: sub-bosque, sub-dossel, umbrófilas, heliófilas, pioneiras e



emergentes. Algumas espécies com menos que 10 observações não foram incluídas em qualquer dos grupos ecológicos conhecidos nas florestas de araucária. Portanto, essas espécies raras ( $n < 10$ ) foram incluídas no grupo que mais se assemelhou à descrição ecológica das espécies, baseado na literatura.

FIGURA 0.12 - COMPARAÇÃO ENTRE O GRÁFICO DE DOIS EIXOS (A) PROPOSTO POR ALDER et al., (2002) E O GRÁFICO CONSTRUÍDO COM AS ESPÉCIES DESTE ESTUDO (B). CADA COR INDICA A FORMAÇÃO DE UM GRUPO DIFERENTE.



A classificação de dois eixos proposta por Alder et al., (2002) para agrupamento de espécies neste estudo, de modo geral, coincide com as características das principais espécies de cada grupo (Tabela 4.1), para a modelagem de crescimento. A

lista completa das 93 espécies amostradas no último levantamento de dados realizado (2015), com seu respectivo grupo ecológico, está apresentada no Apêndice 1.

TABELA 0.6 - CARACTERÍSTICAS DE CADA GRUPO DE ESPÉCIES E PRINCIPAIS ESPÉCIES DE CADA GRUPO UTILIZADOS NESSE TRABALHO.

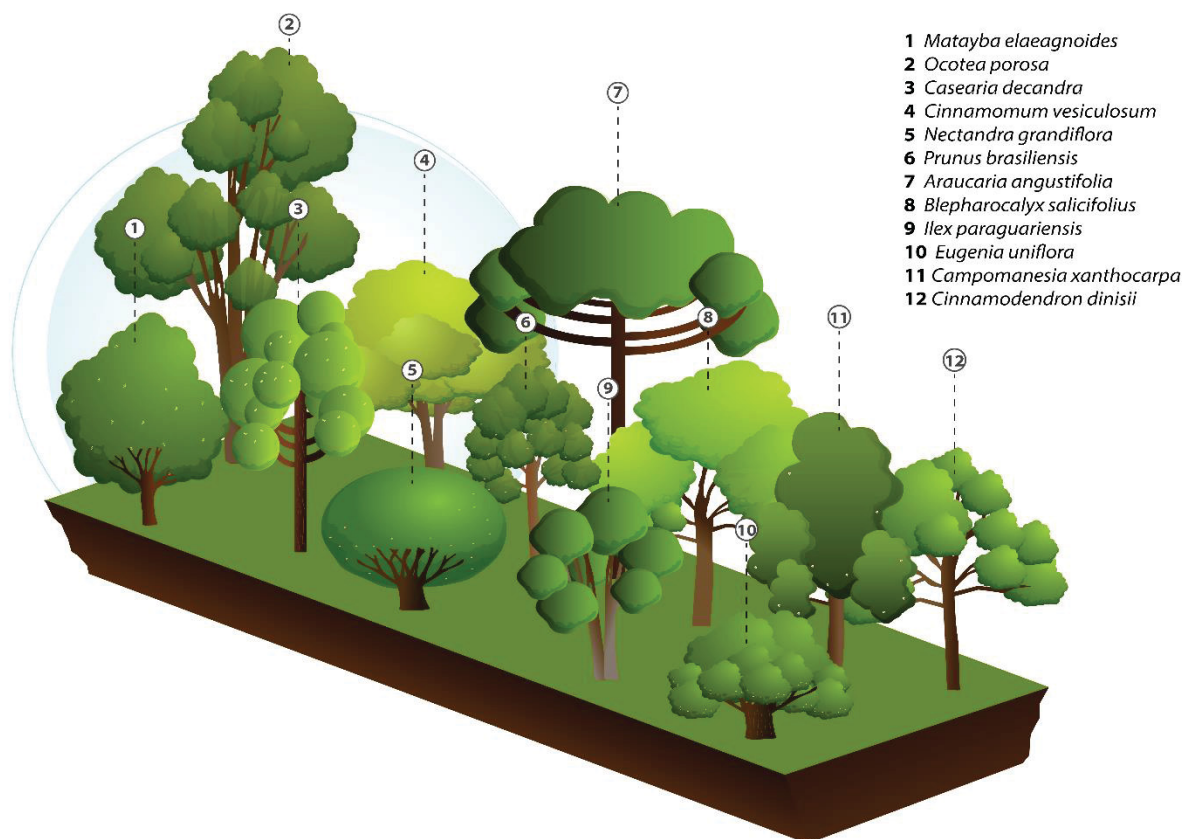
Grupo de espécie	Taxa de incremento diamétrico	Grandes diâmetros	Principais espécies*
Pioneiras ( <i>Pioneers</i> )	Alta	Não	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. <i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) D. Dietr.
Estrato inferior ( <i>Understory</i> )	Baixa	Não	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg <i>Eugenia uniflora</i> L.
Sub-bosque ( <i>Subcanopy</i> )	Baixa	Não	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil. <i>Casearia decandra</i> Jacq.
Heliófilas ( <i>Upper Canopy Light Demanding</i> )	Alta	Sim	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg. <i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwanke.
Umbrófilas ( <i>Upper Canopy Shade Tolerant</i> )	Baixa	Sim	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees <i>Cinnamomum vesiculosum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.
Emergentes ( <i>Emergents</i> )	Alta	Sim	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze <i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso

Em que: \*Em ordem de dominância

Na Tabela 4.1 estão apresentadas as características de cada grupo de espécies de acordo com o gráfico proposto por Alder et al. (2002) (Fig.4.1A) e as principais espécies de cada grupo agrupadas com os dados desta pesquisa.

Na Figura 4.2 está representado o perfil esquemático da classificação dos grupos de espécies proposto por Alder et al. (2002).

FIGURA 0.13 - PERFIL ESQUEMÁTICO DA CLASSIFICAÇÃO DOS GRUPOS DE ESPÉCIES PROPOSTO POR ALDER et al., (2002).



FONTE: O AUTOR.

O método de agrupamento das espécies foi realizado visualmente, utilizando neste trabalho a metodologia baseada em duas variáveis: incremento diamétrico médio e o diâmetro percentil 0,95, considerado o diâmetro típico de uma árvore (ALDER et al., 2002). Embasado em um gráfico de dois eixos relacionando essas duas variáveis, as quais definem estratégias de cunho ecológico dos grupos formados (Figura 4.1 A). O agrupamento das espécies visa comparar a Figura 4.1(B) com os dados plotados de incremento médio e *DAP* percentil 0,95 (Figura 4.1B) para 93 espécies presentes na área amostral (3,0 ha) com mais de 10 observações.

Para avaliar o nível de competição entre os grupos para o crescimento em diâmetro e a mortalidade foi utilizado um índice de competição dependente da distância, bastante empregado em florestas mistas, o índice de Hegyi (1974). Esse índice considera que o nível de competição que uma árvore competidora exerce sobre

a árvore objetivo é diretamente proporcional à razão entre o tamanho da árvore competidora sobre a competida e inversamente proporcional à distância entre elas:

$$H_j = \sum \frac{d_i/d_j}{D_{ij}} \quad (15)$$

Em que:  $d_i$  é o diâmetro do competidor  $i$ ,  $d_j$  é o diâmetro da árvore objetivo  $j$ , e  $D_{ij}$  é a distância entre as árvores  $i$  e  $j$ .

Para definir quais as árvores vizinhas à árvore objetivo que são efetivamente competidoras, muitos estudos consideraram um raio fixo ao redor da árvore objetivo (BÉLAND et al., 2003; CONTRERAS et al., 2011; DAS et al., 2011). Vanclay et al. (2013), em um estudo conduzido em florestas mistas de *Araucaria cunninghamii* e *Flindersia brayleyana*, chegaram à conclusão de que uma determinada árvore vizinha exercerá competição sobre a árvore objetivo se  $D_{ij} < \alpha(d_i + d_j)$ , utilizando o índice de Hegyi. Assim, foi adotado o valor de  $\alpha = 5$ , conforme Vanclay et al. (2013) para avaliar o crescimento.

Um problema inerente aos modelos de árvore dependentes da distância é a bordadura (ALDER, 1995). À medida que as árvores ficam mais próximas da borda da parcela, o índice de competição torna-se cada vez mais incompleto ou impreciso, devido ao desconhecimento das árvores competidoras fora da parcela (ALDER, 1995; PRETZSCH, 2009). Desse modo, para o cálculo do índice de competição, foram selecionadas apenas árvores presentes dentro da parcela, cujas árvores competidoras eram conhecidas, porém para realizar as projeções, foi utilizado o método do Deslocamento (*Shifting*) para correção da bordadura (PRETZSCH, 2009). Nesse método, uma cópia exata da parcela é deslocada para todos os seus lados e cantos, com o intuito de simular o efeito da competição das árvores que são desconhecidas e estão presentes fora da parcela (PRETZSCH, 2009).

A base de dados utilizada para todo o processamento e ajustes dos submodelos foi de 10 anos de medições (2005 até 2015).

O uso das variáveis transformadas independentes inseridas nos submodelos se deve as mudanças das relações das classes diamétricas, que apresentam comportamento semelhante ao das funções polinomiais.

O índice de competição de Hegyi (1974) foi calculado para a competição intra- e intergrupos, utilizando o software SIMILE, que otimiza o cálculo de índices de competição dependentes da distância de maneira fácil e eficiente (VANCLAY, 2006).

Para os seis grupos de espécies foram ajustados submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento.

O modelo em nível de árvore individual dependente da distância faz simulações para parcelas de 1ha. Para o ajuste dos submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento, em geral foram utilizados como input o código respectivo para cada espécie por árvore, o *DAP* respectivo de cada árvore, bem como sua coordenada (x, y). Como outputs, variáveis em nível de árvore individual e por parcela foram disponibilizadas.

No submodelo de incremento foi adicionado o valor de 0,8 para admitir a transformação logarítmica e incluir na análise os incrementos negativos ou nulos, que geralmente ocorrem em florestas tropicais, com a finalidade de não superestimar o incremento diamétrico, caso estas observações sejam ignoradas (VANCLAY, 1991a). Alguns trabalhos em florestas tropicais aplicaram valores menores (VANCLAY, 1991a; KARIUKI et al., 2006; ORELLANA e VANCAY; 2018,) ou igual (EASDALE et al., 2012) ao valor de 0,8. Uma análise gráfica dos dados auxilia escolher qual o melhor valor a ser utilizado.

Para o incremento diamétrico foi ajustado o submodelo:

$$\ln(Di + 0,8) = \beta_{0spp} + \beta_{1spp} * DAP + \beta_{2spp} * \ln DAP + \beta_{3spp} * CI + \beta_{4spp} * G \quad (16)$$

Em que: *ln* é o logaritmo neperiano; *Di* é o incremento diamétrico (cm);  $\beta_i$  são os coeficientes a serem estimados para cada grupo; *spp* é a variável qualitativa referente ao grupo de espécies; *DAP* é o diâmetro à altura do peito (cm); *lnDAP* é o logaritmo neperiano do *DAP*; *CI* é o índice de competição de Hegyi; *G* é a área basal da parcela.

O submodelo utilizado para o recrutamento tem a seguinte formulação:

$$\ln(N + 1) = \beta_{0spp} + \beta_{1spp} * Gi + \beta_{2spp} * G + \beta_{3spp} * Gi^2 \quad (17)$$

Em que: *ln* é o logaritmo neperiano; *N* é o número de árvores recrutadas;  $\beta_i$  são os coeficientes a serem estimados para cada grupo; *spp* é a variável qualitativa referente ao grupo de espécies; *G* é a área basal da parcela; *Gi* é a área basal do grupo na parcela.

Para o submodelo de sobrevivência vários estudos têm utilizado a regressão logística (VANCLAY 1991b; ZHAO et al., 2004; NAMAALWA et al., 2005; BRAVO-

OVIEDO et al., 2006; RITCHIE et al., 2007; WERNSDÖRFER et al., 2008; ZHANG et al., 2009; HURST et al., 2012; ORELLANA e VANCLAY; 2018).

Para a obtenção do modelo de sobrevivência, foi ajustado preliminarmente um modelo de regressão logística com as variáveis que apresentaram significância estatística ( $p$  valor  $<0,05$ ), sendo incluídas no modelo de regressão inicial. Em seguida, foram efetuadas combinações detalhadas para selecionar as variáveis independentes que mais contribuem na modelagem da sobrevivência dos indivíduos, para os diferentes grupos de espécies avaliados. Os ajustes foram realizados utilizando a ferramenta *glm* do *software R*, com o uso da distribuição binomial e a partir da função de ligação “*logit*”, com a qual foi possível associar os fatores de influência à variável resposta, permitindo obter os valores previstos pelo modelo no intervalo 0 e 1, como uma característica de resposta.

A entrada das duas primeiras variáveis independentes inseridas no submodelo de sobrevivência ( $X_1$  e  $X_2$ ) foram testadas transformações da variável ( $DAP^{0,5}$ ,  $DAP^{-1}$ ,  $DAP^2$ ,  $\ln DAP$  e  $DAP$ ). Para a terceira variável independente foi testada *Hegyi*, com o objetivo de incluir árvores de pequeno e grande porte no mesmo submodelo (HAMILTON, 1986). A última variável independente testada e inclusa no modelo foi  $G$ , mesmo tendo fraca relação com a mortalidade das árvores, portanto o submodelo utilizado para probabilidade de sobrevivência foi:

$$p = [1 + \exp(-\beta_0 spp + \beta_1 spp * DAP + \beta_2 spp * \ln DAP + \beta_3 spp * DAP^2 + \beta_4 spp * DAP^{-1} + \beta_5 spp * DAP^{0,5} + \beta_6 * CI)]^{-1} \quad (18)$$

Em que:  $p$  é a probabilidade de sobrevivência em anos;  $\beta_i$  são os coeficientes a estimar para cada grupo;  $spp$  é a variável qualitativa referente ao grupo de espécies;  $DAP$  é o diâmetro à altura do peito ( $DAP$ ) em cm;  $CI$  é o índice de competição de Hegyi.

Os submodelos de incremento diamétrico e sobrevivência são dependentes do  $DAP$  e de uma transformação dessa variável, além dos índices de competição calculados para cada caso de competição entre os grupos de espécies. Os submodelos de recrutamento ajustados para os grupos são em nível de parcela e dependem da área basal dos grupos e da parcela. Os submodelos de incremento diamétrico e recrutamento são determinísticos, embora a posição das coordenadas ( $x,y$ ) de novas árvores recrutas seja realizada aleatoriamente. Particularmente, o submodelo de sobrevivência é determinístico (regressão logística) compatível com

estocástico (em que as árvores desaparecem da simulação em um evento aleatório, baseado em um valor sorteado que varia entre 0 e 1 (VANCLAY, 1991). Se a probabilidade da árvore sobreviver for maior que o número sorteado, a árvore permanece na simulação. O modelo construído permite que o usuário defina de que modo as projeções de saída tenham um efeito mais aleatório (estocástico) ou determinístico, dependendo do valor (entre 0 e 1) definido pelo usuário (granularity) (VANCLAY, 1991).

Para análise de dados e obtenção dos coeficientes foi utilizado o software estatístico R.

Para construção do modelo de crescimento foi utilizado o software de simulação SIMILE, desenvolvido por alguns pesquisadores do Instituto de Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais da Universidade de Edimburgo, Reino Unido. O software SIMILE é uma ferramenta de suma importância para simulação da dinâmica florestal, hidrologia e agricultura, pois apresenta várias vantagens quando comparado a outros softwares de simulação (VANCLAY, 2003). O *software* trabalha com códigos em linguagem C++, apesar disso sua interface visual é acessível para quem não tem facilidade com programação computacional (MUETZELFELDT e MASSHEDER, 2003). No Apêndice 3 desta pesquisa está apresentado o modelo de crescimento ao nível de árvore individual dependente da distância construído no software SIMILE.

A construção do modelo em nível de árvore individual dependente da distância foi avaliada em todos os estágios de sua construção, considerando a consistência biológica do modelo, os sinais dos coeficientes ajustados para os componentes do modelo, a análise de resíduos após os ajustes e a comparação entre valores observados e estimados (*benchmarking*) (VANCLAY, 1994).

As estatísticas viés, precisão e acurácia também foram calculadas (PRETZSCH, 2009) para os submodelos de incremento diamétrico e recrutamento. Essas três estatísticas incluem em suas diferenças entre valores observados e estimados, como demonstrado a seguir:

$$\text{Viés} \quad \bar{e} = \frac{\sum_{i=1}^n e_i}{n} \quad \bar{e} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - X_i)}{n} \quad \bar{e}_{\%} = \frac{\bar{e}}{\bar{X}} * 100 \quad (19)$$

$$\text{Precisão} \quad S_e = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{e} - X_i)^2}{n-1}} \quad S_e = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (e_i - \bar{e})^2}{n-1}} \quad S_{e\%} = \frac{S_e}{\bar{X}} * 100 \quad (20)$$



$$\text{Acurácia} \quad m_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - X_i)^2}{n-1}} \quad m_x = \sqrt{S_e^2 + \bar{e}^2} \quad m_{x\%} = \frac{m_x}{\bar{X}} * 100 \quad (21)$$

Em que:  $\bar{e}$  é o viés;  $n$  é o número de observações;  $i$  é a parcela;  $x_i$  é o valor simulado;  $X_i$  é o valor observado;  $\bar{e}_{\%}$  é o viés médio observado;  $S_e$  é a precisão;  $e_i$  é o desvio padrão do viés;  $S_{e\%}$  é o valor médio da precisão;  $m_x$  é a acurácia e  $m_{x\%}$  é a acurácia relativa.

De acordo com Pretzsch (2009), a estatística viés expressa a diferença entre os valores observados e estimados e a precisão indica a aproximação de valores projetados em torno da média aritmética. A acurácia representa a intensidade em que essas estimativas se aproximam dos valores reais. Valores altos de acurácia podem ser encontrados quando o viés é nulo e a precisão é alta (PRETZSCH, 2009).

O modelo em nível de árvore individual dependente da distância foi construído para realizar simulações para a parcela Araucária. Foi selecionada a área basal observada no último levantamento de dados, conduzido em 2015.

As projeções da área basal total ( $G$ ) e por grupo de espécies ( $G_i$ ) foram feitas para um período de 30 anos.

#### 4.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Após a análise dos dados, foram realizados os ajustes dos submodelos de incremento diamétrico e recrutamento para os grupos, cujos coeficientes estão apresentados na Tabela 4.2.



TABELA 4.2 COEFICIENTES DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO PARA OS SEIS GRUPOS.

Sub Modelo	X	Grupos ecológicos*					
		1	2	3	4	5	6
$\Delta d$	$\beta_0$	-0,2896 <sup>ns</sup>	-0,7667 <sup>ns</sup>	-1,8431 <sup>**</sup>	0,4225*	-0,5785 <sup>**</sup>	0,2264*
	DAP	-0,0362*	-	-0,0331 <sup>**</sup>	-	-0,0209 <sup>**</sup>	0,0016*
	$\ln$ (DAP)	0,8335*	0,4000 <sup>**</sup>	0,7228 <sup>**</sup>	-	0,6143 <sup>**</sup>	0,0757 <sup>**</sup>
	G	-	0,0434 <sup>**</sup>	-	-0,0064*	-0,0138 <sup>**</sup>	-
	Heygi	-0,0297*	-	0,1400 <sup>**</sup>	-0,0087*	-0,0137 <sup>**</sup>	-0,0095 <sup>**</sup>
$p$	$\beta_0$	-36546,059 <sup>**</sup>	383,43 <sup>ns</sup>	873,20 <sup>**</sup>	-1479,663 <sup>**</sup>	136,2799 <sup>**</sup>	-3,5383*
	DAP	6320,494 <sup>**</sup>	3,832 <sup>ns</sup>	261,20 <sup>**</sup>	114,5788 <sup>**</sup>	27,6642 <sup>**</sup>	-0,0125 <sup>ns</sup>
	$\ln$ (DAP)	109096,35 <sup>**</sup>	-134,295 <sup>ns</sup>	-373,20 <sup>**</sup>	2572,982 <sup>**</sup>	313,484 <sup>**</sup>	2,4983 <sup>**</sup>
	DAP <sup>2</sup>	-19,826 <sup>**</sup>	-	-206,50 <sup>**</sup>	-0,2642 <sup>**</sup>	-0,0974 <sup>**</sup>	-
	DAP <sup>-1</sup>	203645,95 <sup>**</sup>	-1117,163*	-208,90 <sup>**</sup>	59371,95 <sup>**</sup>	-	-18,8754*
	DAP <sup>0.5</sup>	-93677,383 <sup>**</sup>	-	-	-1947,677 <sup>**</sup>	-355,7023 <sup>**</sup>	-
$N$	Heygi	-	-	-	-	2,2520 <sup>**</sup>	-
	$\beta_0$	-6,9805 <sup>**</sup>	-5,6581 <sup>**</sup>	-3,6193 <sup>**</sup>	-7,4516 <sup>**</sup>	3,2811 <sup>**</sup>	-5,9043 <sup>**</sup>
	Gi	7,3336 <sup>**</sup>	0,1949 <sup>**</sup>	0,0584 <sup>**</sup>	0,2578 <sup>**</sup>	-0,1113 <sup>**</sup>	0,0990 <sup>**</sup>
	G	0,0670 <sup>**</sup>	-1,9903 <sup>**</sup>	0,6641 <sup>**</sup>	-2,7705 <sup>**</sup>	1,2641 <sup>**</sup>	0,0238 <sup>**</sup>
	G <sup>2</sup>	-1,7488 <sup>**</sup>	0,3525 <sup>**</sup>	-	0,4770 <sup>**</sup>	0,1578 <sup>**</sup>	-

Em que: X=Variável independente; 1=Pioneira; 2=Estrato inferior; 3=Sub-bosque; 4=Heliofilas; 5=Umbrófilas; 6=Emergentes. \*\*significante 99%; \*significante 95% de probabilidade.  $\Delta d$ =incremento diamétrico;  $p$ = probabilidade de sobrevivência;  $N$  = número de recrutamentos.

Para os submodelos de incremento diamétrico, as variáveis independentes do grupo das espécies pioneiras, heliófilas não apresentaram significâncias, mas, mesmo assim, não deixaram de ser incluídas no modelo de crescimento, visto que os sinais dos coeficientes apresentaram coerência biológica. Uma hipótese para a não significância dessas variáveis, é que esses grupos apresentam pouco número de observações.

Para a sobrevivência, a significância ( $p < 0,01$ ) ocorreu para todas as variáveis dos grupos das espécies sub-bosque, heliófilas e umbrófilas, indicando grande contribuição das variáveis escolhidas no submodelo. A ausência significância obtida para os grupos das espécies de estrato inferior e emergentes é explicada, devido ao pequeno número de indivíduos mortos (157 indivíduos mortos para grupo de espécies de estrato inferior, em um total de 3.657 e 447 indivíduos mortos para grupo de espécies emergentes, em um total de 9.928) na área de estudo. Para o recrutamento, verificou-se que a maioria das variáveis foi significativa para  $p < 0,01$ , indicando uma grande contribuição delas no submodelo (Tabela 4.2).

De modo geral, os trabalhos desenvolvidos em florestas tropicais não utilizam os critérios de análise exploratória de dados aplicados, bem como não empregam testes de validação aos ajustes realizados, mesmo sabendo da importância dos modelos propostos na definição de políticas internacionais quanto ao uso de florestas tropicais (VANCLAY, 2006; PRETZSCH, 2009).

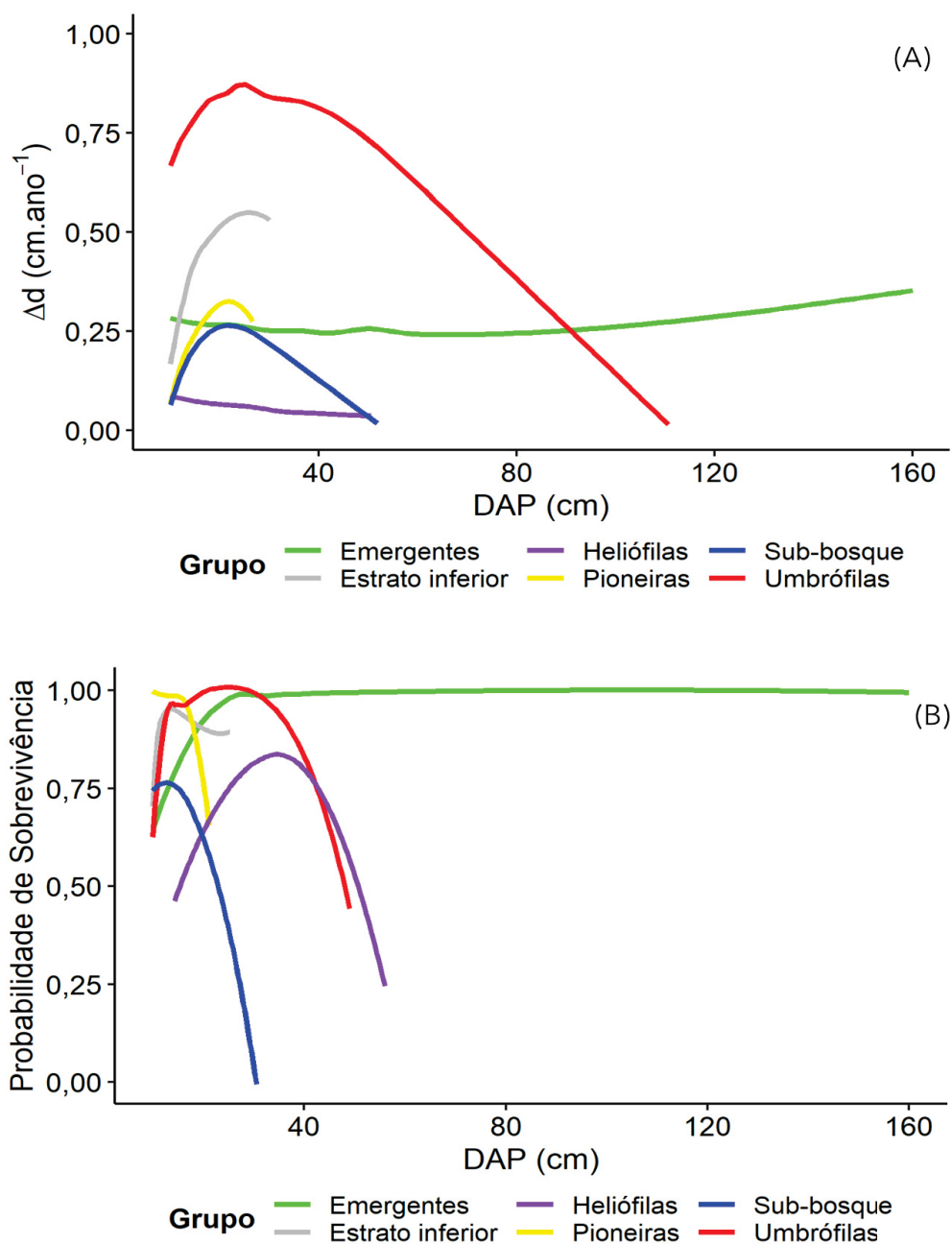
Os submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento ajustados geraram as curvas médias quando foi constatada as diferentes tendências entre os grupos de espécies Figura 4.3.

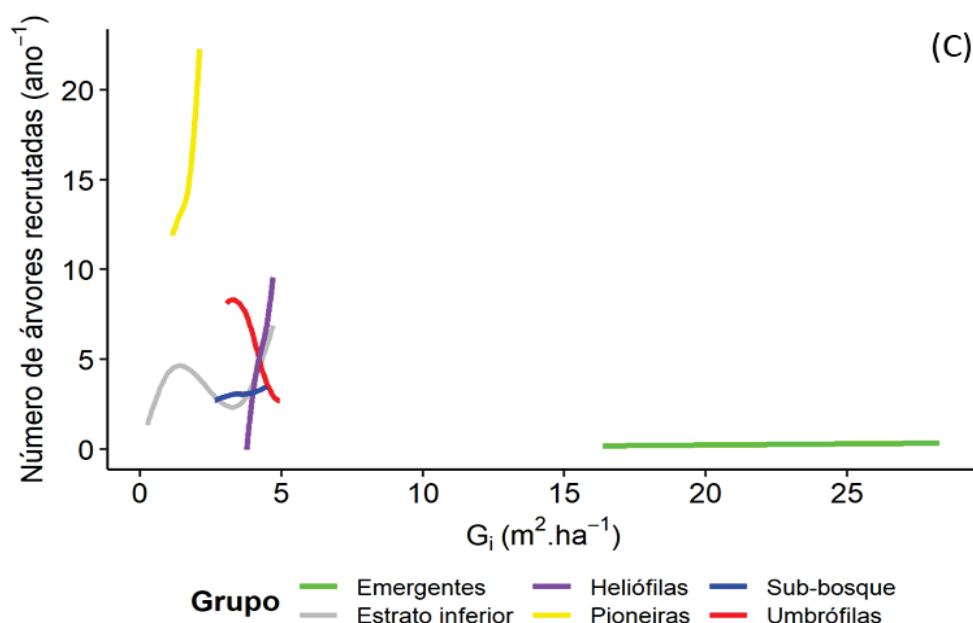
O grupo das espécies emergentes e heliófilas apresentou taxa de crescimento praticamente constante em seus respectivos diâmetros observados. Para o grupo das espécies umbrófilas e sub-bosque a taxa de crescimento é acentuada até aproximadamente 22 cm; depois desse tamanho as taxas de incremento decrescem abruptamente (Figura 4.3 A).

O grupo das espécies emergentes tem alta probabilidade de sobrevivência até atingir grandes diâmetros e, por isso, uma baixa taxa de recrutamento. O grupo das espécies umbrófilas apresentou altas e a maior taxa de recrutamento, no entanto a probabilidade de sobrevivência começou a decrescer logo a partir de 40 cm. Para o grupo das espécies heliófilas apresentou uma tendência similar ao do grupo das

espécies umbrófilas, mas com menor probabilidade para a taxa de sobrevivência (Figura 4.3 B).

FIGURA 4.3 CURVAS MÉDIAS DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (A), SOBREVIVÊNCIA (C) E RECRUTAMENTO (C) POR GRUPO DE ESPÉCIES.





O recrutamento para o grupo das espécies emergentes é baixo e constante para todas as classes de área basal do grupo. O grupo das espécies pioneiras tiveram altas e as maiores taxa de recrutamento. Para o grupo das espécies umbrófilas a taxa de recrutamento decresceu quando aumentou a área basal do grupo (Figura 4.3 C).

Para validação dos dados, os valores observados no último levantamento (2015) foram utilizados para iniciar a aplicação do modelo construído. A simulação foi feita para dois anos com o modelo construído, e foi comparada com o levantamento de dados observados de 2016 e 2017.

TABELA 4.3 - ÁREA BASAL OBSERVADA NO ÚLTIMO LEVANTAMENTO DE DADOS E PROJETADA (m<sup>2</sup>. ha<sup>-1</sup>) PELO MODELO DE CRESCIMENTO PARA ÁREA BASAL (G).

Área Basal (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	Ano		
	2015	2016	2017
Observada	40,334	41,013	41,749
Estimada	38,109	38,828	39,451

A área basal total projetada pelo modelo apresentou valores próximos aos valores observados, entretanto ocorreu subestimativa de todos os valores resultantes da aplicação do modelo construído (Tabela 4.3).

Os valores das estatísticas viés, precisão e acurácia estão calculados em percentagem (Tabela 4.4).

TABELA 4.4 - VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA EM PORCENTAGEM CALCULADOS PARA A ÁREA BASAL TOTAL (G).

Estatística	G (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )
Viés (%)	5.45
Precisão (%)	0.18
Acurácia (%)	5,46

Os resultados das estatísticas de validação foram bons e consistentes para a área basal total. Orellana (2014) obteve valores semelhantes (viés: 4,4; precisão: 3,2 e acurácia: 5,4) para a área basal total em Floresta Ombrófila Mista.

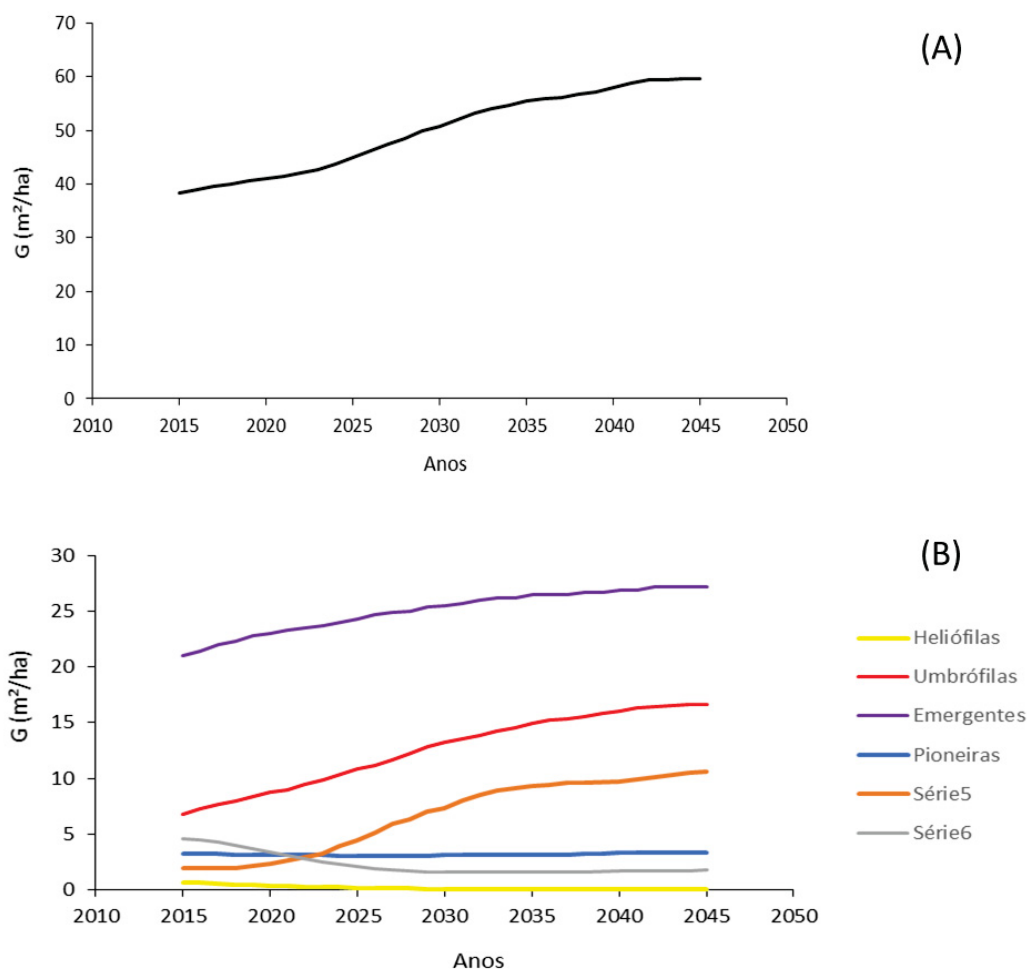
Após a validação, o modelo foi utilizado para realizar projeções para 30 anos em área basal total e área basal por grupo de espécies.

Na parcela Araucária é observado que haverá um crescimento na área basal média de 0,710m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. ano<sup>-1</sup>, e a tendência de crescimento em área basal total durante os 30 anos de projeção. Apesar de que a parcela em estudo não tenha sido perturbada por nenhuma forma de intervenção (humana e/ ou natural) indica que haverá um ganho alto de crescimento em área basal total (Figura 4.4 A).

A aumento de crescimento do grupo de espécies emergentes (*Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa*) ocorrerá devido as características das espécies emergentes atingirem grandes diâmetros, e com idade aproximada de 120 anos na parcela (STEPKA, 2012), cujos resultados estão de acordo com Carvalho (2003), a qual afirma que os indivíduos de araucárias podem crescer até cerca de 300 anos (Figura 4.4 B).

Para o grupo das espécies pioneiras e heliófilas não haverá mudanças visuais na projeção. O grupo das espécies umbrófilas e estrato inferior apresentará ganho em área basal até o ano de 2033, e depois tendência de estabilização.

FIGURA 4.4 PROJEÇÕES PARA 30 ANOS EM ÁREA BASAL TOTAL (A) E POR GRUPO DE ESPÉCIES (B) PARA PARCELA ARAUCÁRIA.



#### 4.4. CONCLUSÕES

A metodologia de agrupamento de espécies proposta por Alder et al. (2002) em seis grupos ecológicos (pioneiras, estrato inferior, sub-bosque, heliófilas, umbrófilas e emergentes) mostrou-se apropriada, de maneira geral, e corrobora com as características ecológicas das principais espécies da Floresta Ombrófila Mista.

O índice de competição (Hegyi), utilizado no ajuste do modelo de crescimento, foi considerado adequado para representar a competição entre os grupos formados.

A modelagem mostrou-se viável para os submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento. Considerando o pouco número de indivíduos mortos nos grupos de espécies emergentes e de sub-bosque, a modelagem de mortalidade não foi exitosa.

A validação do modelo construído, efetuada com dados independentes da área de estudos, mostrou-se coerente para efetuar a simulação do crescimento da floresta por grupos ecológicos das espécies que a compõe.

O uso da variável posição das árvores na sub-modelagem de crescimento demonstrou estimadores viáveis para a parcela. A simulação para os grupos de espécies é compreensível quando relacionado com a ecologia, principalmente para os primeiros 20 anos em relação a natureza faz espécies em estudo.

#### 4.5 REFERÊNCIAS

ALDER, D. OAVIKA, F., SANCHEZ, M., SILVA, J.N.M., van der HOUT, P., WRIGHT, H.L. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. **International Forestry Review**, v.4, n. 3, p. 196-205, 2002.

ALDER, D., SILVA, J.N.M. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecol. Manage.**, v. 130, p. 141-157, 2000.

ALDER, D. Growth Modelling for Mixed Tropical Forests. Department of Plant Sciences, University of Oxford. **Tropical Forestry Paper**. 30, 231 p., 1995.

BÉLAND, M., LUSSIER, J.M., BERGERON, Y., LONGPRÉ, M.H., BÉLAND, M. Structure, spatial distribution and competition in mixed jack pine (*Pinus banksiana*) stands on clay soils of eastern Canada. **Ann. For. Sci.**, v. 60, p. 609-617, 2003

BRAVO-OVIEDO, A., STERBA, H., RIO, M., BRAVO, F. Competition-induced mortality for Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. and *P. sylvestris* L. **Forest Ecol. Manage.**, v. 222, p. 88-98, 2006.

BURKHART, H.E.; TOMÉ, M. **Modeling forest trees and stands**. Dordrecht: Springer; 2012, 457 p.

CONTRERAS, M.A., AFFLECK, D., CHUNG, W. Evaluating tree competition indices as predictors of basal area increment in western Montana forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 262, p. 1939-1949, 2011.

DAS, A., BATTLES, J., STEPHENSON, N.L., VAN MANTGEM, P.J. The contribution of competition to tree mortality in old-growth coniferous forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 261, p. 1203-1213, 2011.

EASDALE, T.A., ALLEN, R.B., PELTZER, D.A., HURST, J.M. Size-dependent growth response to competition and environment in *Nothofagus menziesii*. **Forest Ecol. Manage.**, v. 270, p. 223-231, 2012.

GOURLET-FLEURY S., BLANC L., PICARD N., SIST P., DICK J., NASI R., SWAINE M.D., Forni E. Grouping species for predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. **Ann. For. Sci.**, v. 62, p. 785-796, 2005.

HEGYI, F. **A simulation model for managing jack-pine stands**. In: Proceedings, Growth Models for Tree and Stand Simulation, IUFRO S4.01-4. Edited by J. Fries. Department of Forest Yield, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden. pp 74-87, 1974.

HUI, G.; WANG, Y.; ZHANG, G.; ZHAO, Z.; BAI, C.; LIU, W. A novel approach for assessing the neighborhood competition in two different aged forests. **Forest Ecology and Management**, v. 422, p. 49-58, 2018.

HURST, J.M., STEWART, G.H., PERRY, G.L.W., WISER, S.K., NORTON, D.A. Determinants of tree mortality in mixed old growth *Nothofagus* forest. **For. Ecol. Manage.**, v. 270, p. 189-199, 2012.

INOUE, M.T.; RODERJAN, C.V.; KUNIYOSHI, Y.S. **Projeto madeira do Paraná**. Curitiba: FUPEF/UFPR, 1984. 260 p.

KRAMER, P. J.; KOZLOWSKI, T. T. **Fisiologia das árvores**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1972.

KARIUKI, M., ROLFE, M., SIMTH, R.G.B., VANCLAY, J.K., KOOYMAN, R.M. Diameter growth performance varies with species functional-group and habitat characteristics in subtropical rainforests. **For. Ecol. Manage.**, v. 225, p. 1-14, 2006.

LIU, J., BURKHART, H. Modelling inter- and intra-specific competition in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations on cutover, site-prepared lands. **Annals of Botany**, v. 73, p. 429-435, 1994.

LORIMER, C.G. Test of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. **For. Ecol. Manage.**, v. 6, p. 343-360, 1983.

MUETZELFELDT, R., MASSHEDER, J., The Simile visual modelling environment. **European Journal of Agronomy**, v.18, n.3, p. 345-358, 2003.

NAMAALWA, J., Eid, T., SANKHAYAN, P. A multi-species density-dependent matrix growth model for the dry woodlands of Uganda. **For. Ecol. Manage.**, v. 213, p. 312-327, 2005.

ORELLANA, E.; VANCLAY, J.K. Competition and dominance between angiosperms and *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze in the Atlantic Forest in southern Brazil. **For. Ecol. Manage.**, v. 425, p. 119-125, 2018.

ORELLANA, E.; VANCLAY, J.K. Competition and dominance between angiosperms and *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze in the Atlantic Forest in southern Brazil. **For. Ecol. Manage.**, v. 425, p. 119-125, 2018.



ORELLANA E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados com modelos de árvore individual dependente e independente da distância em um fragmento de Floresta de Araucária no Sul do Brasil**. 154 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

PHILIPS, P.D., YASMAN, I., BRASH, T.E., van GARDINGEN, P.R. Grouping tree species for analysis of forest data in Kalimantan (Indonesian Boreo). **For. Ecol. Manage.**, v.157, p. 205-216, 2002.

PICARD, N., KOHLER, P., MORTIER, F., GOURLET-FLEURY, S. A comparison of five classifications of species into functional groups in forests of French Guiana. **Ecological Complexity**, v. 11, p. 75-83, 2012.

PICARD, N., MORTIER, F., ROSSI, V., GOURLET-FLEURY, S. Clustering species using a model of population dynamics and aggregation theory. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 152-160, 2010.

PORTÉ, A., BARTELINK, H.H. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. **Ecological Modelling**, v. 150, p.141-188, 2002.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009.

PRETZSCH, H.; BIBER, P.; DURSKEY, J. The single tree-based stand simulator SILVA. Construction, application and evaluation. **Forest Ecology and Management**. v.162, n.1, p.3-21, 2002. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00047-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00047-6)

PURVES, D., PACALA, S. Predictive Models of Forest Dynamics. **Science**, v. 320, p. 1452-1453, 2008.

RENNOLLS, K., TOMÉ, M., MCROBERTS, R.E., VANCLAY, J.K., LEMAY, V., GUAN, B.T., GERTNER, G.Z. **Potential contributions of statistics and modelling to sustainable forest management: review and synthesis**. in K Reynolds, A Thomson, M Shannon, M Kohl, D Ray & K Rennolls (eds), Sustainable forestry: from monitoring and modelling to knowledge management and policy science, CAB International, Wallingford, UK, p. 314-341, 2007

RITCHIE, M.W., SKINNER, C.N., HAMILTON, T.A. Probability of tree survival after wildfire in an interior pine forest of northern California: Effects of thinning and prescribed fire. **For. Ecol. Manage.**, v. 247, p. 200-208, 2007.

ROITMAN, I. **Modelagem especial e temporal na mata de galeria do Gama, DF**. 143 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

STADT, K.J., HUSTON, C., COATES, K.D., FENG, Z., DALE, M.R.T., LIEFFERS, V.J. Evaluation of competition and light estimation indices for predicting diameter growth in a mature boreal mixed forest. **Ann. For. Sci.**, v. 64, p. 477-490, 2007.

STEPKA, T.F. **Modelagem do crescimento e dendrocronologia em árvores nativas de *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* no sul do Brasil**. Tese de Doutorado em Engenharia Florestal, UFPR, 186p., 2012.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Florestas do Brasil em resumo: 2019**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Serviço Florestal Brasileiro – Brasília. MAPA/ SFB, 2019, 207p. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/documentos/publicacoes/4261-florestas-do-brasil-em-resumo-digital>>. Acesso em: 02/02/2020.

STOYAN, D.; PENTTINEN, A. Recent applications of point process methods in Forestry Statistics. **Statistical Science**, v. 15, n. 1, p. 61-78, 2000.

SZWAGRZYK, J., SZEWCZYK, J., MACIEJEWSKI, Z. Shade-tolerant tree species from temperate forests differ in their competitive abilities: A case study from Roztocze, south-eastern Poland. **For. Ecol. Manage.**, v. 282, p. 28-35, 2012.

VANCLAY, J.K., LAMB, D., ERSKINE, P.D., CAMERON, D.M. Spatially explicit competition in a mixed planting of *Araucaria cunninghamii* and *Flindersia brayleyana*. **Annals of Forest Science**, v. 70, n.6, 611-619, 2013.

VANCLAY, J.K. Spatially explicit competition indices and the analysis of mixedspecies plantings with the Simile modelling environment. **For. Ecol. Manage.**, v. 233, p. 295-302, 2006.

VANCLAY, J.K. Growth modelling and yield prediction for sustainable forest management. **The Malaysian Forester**, v. 66, n.1, p. 58-69, 2003.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forests**. CAB International, Wallingford, U.K. 312p, 1994.

VANCLAY, J.K. Aggregating tree species to develop diameter increment equations for tropical rainforests. **For. Ecol. Manage.**, v. 42, p. 143-168, 1991.

WELDEN, C. W.; SLAUSON, W. L. The intensity of competition versus its importance: an overlooked distinction and some implications. **Quarterly Review of Biology, Stony Brook**, v. 61, p. 23-44, may 1986.

WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW Jr, J.A., VANCLAY, J.K., 2011. **Forest Growth and Yield Modeling**, Wiley-Blackwell, Chichester.

WERNSDÖRFER, H., ROSSI, V., CORNU, G., ODDOU-MURATORIO, S., GOURLET-FLEURY, S. Impact of uncertainty in tree mortality on the predictions of a tropical forest dynamics model. **Ecological Modelling**, v. 218, p. 290-306, 2008.

ZHANG, J., HAO, Z, SUN, I.F., SONG, B., YE, J., LI, B., WANG, X. Density dependence on tree survival in an old-growth temperate forest in northeastern China. **Ann. For. Sci.**, v. 66, n. 2, (204), 2009.

ZHAO, D., BORDERS, B., WILSON, M. Individual-tree diameter growth and mortality models for bottomland mixed-species hardwood stands in the lower Mississippi alluvial valley. **For. Ecol. Manage**, v. 199, p. 307-322, 2004.

## 5. CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES FINAIS

Para futuros trabalhos com dinâmica e modelagem de crescimento em nível de árvores individuais dependentes e independentes da distância em florestas tropicais, algumas sugestões e recomendações são apresentadas a seguir.

A necessidade de mais estudos de classificação das características ecológicas das espécies florestais é muito importante. A carência de informações com fundamentos em artigos sobre as características ecológicas das espécies inviabiliza estudos mais complexos sobre estudos de dinâmica e modelagem de crescimento individual.

A base principal para estudos de modelagem de crescimento é o incremento diamétrico ou diâmetro futuro para conhecimento da população e projeções futuras. Medições periódicas em parcelas permanentes são muito importantes para obter resultados confiáveis e estabelecimento do planejamento de manejo e tomadas de decisões.

A medição do *DAP* dos indivíduos mortos pode resultar em projeções mais confiáveis, e novos estudos utilizando outros índices dependentes da distância para avaliar o efeito da competição no incremento diamétrico e sobrevivência de espécies ou grupos de espécies serão desejáveis e relevantes para ampliar a compreensão de tais efeitos.

O uso da modelagem de crescimento individual é um passo importante para o conhecimento específico por árvore e por espécie para propiciar o incentivo do manejo de florestas nativas de forma sustentável. A importância de técnicas e planos de manejo florestal em Florestas de Araucária poderão contribuir para conservação das florestas dessa tipologia florestal.

## REFERÊNCIAS GERAIS

APG (Angiosperm Phylogeny Group). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV.

**Botanical Journal of the Linnean Society**. v. 181, p. 1-20, 2016.

ALDER, D. OAVIKA, F., SANCHEZ, M., SILVA, J.N.M., van der HOUT, P., WRIGHT, H.L. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. **International Forestry Review**, v.4, n. 3, p. 196-205, 2002.

ALDER, D., SILVA, J.N.M. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecol. Manage.**, v. 130, p. 141-157, 2000.

ALDER, D. **Growth Modelling for Mixed Tropical Forests**. Department of Plant Sciences, University of Oxford. Tropical Forestry Paper 30, 231 p., 1995.

BARRETO, T. G. **Geoestatística aplicada à modelagem da dinâmica de crescimento e características químicas do solo de um fragmento florestal**. 187f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

BÉLAND, M., LUSSIER, J.M., BERGERON, Y., LONGPRÉ, M.H., BÉLAND, M. Structure, spatial distribution and competition in mixed jack pine (*Pinus banksiana*) stands on clay soils of eastern Canada. **Ann. For. Sci.**, v. 60, p. 609-617, 2003.

BITTENCOURT, J.V.M.; SEBBENN, A.M. Genetic effects of forest fragmentation in high-density *Araucaria angustifolia* populations in Southern Brazil. **Tree Genet Genomes**. 2009. 5:573–582.

BONTEMPS, J. D.; BOURIAUD, O. Predictive approaches to forest site productivity: recent trends, challenges and future perspectives. **Forestry**, v. 87, n. 1, p. 109-128, 2014.

BOTKIN, D.B. **Forest Dynamics**: An ecological model. Oxford University Press. 309 p, 1993.

BRAVO-OVIEDO, A., STERBA, H., RIO, M., BRAVO, F. Competition-induced mortality for Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. and *P. sylvestris* L. **Forest Ecol. Manage.**, v. 222, p. 88-98, 2006.

BURKHART, H.E.; TOMÉ, M. **Modeling forest trees and stands**. Dordrecht: Springer; 2012, 457 p.

CARLUCCI, M.B., JARENKOW, J.A., DUARTE, L.S., PILLAR, V.P. Conservação da Floresta com Araucária no extremo sul do Brasil. **Natureza & Conservação**, v.9, n.1, p. 111-114, 2011.

CASTRO, R.V.O; SOARES, C.P.B; LEITE, H.G; SOUZA, A.L; MARTINS, F.B; NOGUEIRA, G.S. **Competição em nível de árvore individual de uma floresta estacional semidecidual**. Silva Lusitana 2014; 22(1): 43-66.

CASTRO R.V.O. et al. Individual growth model for Eucalyptus stands in Brazil using artificial neural network. **ISRN Forestry**, 2013.

CASTRO, R. V. O. **Modelagem de árvore individual para uma floresta estacional Semidecidual utilizando redes neurais**. 105 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

CHASSOT, T. et al. Modelos de crescimento em diâmetro de árvores individuais de Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze em Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 303 – 313, 2011.

CHAVE, J. Study of structural, sucessional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. **Ecological Modelling**, v. 124, p. 233-254, 1999.

CONTRERAS, M.A., AFFLECK, D., CHUNG, W. Evaluating tree competition indices as predictors of basal área incremente in western Montana forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 262, p. 1939-1949, 2011.

CUNHA, T.A.; FINGER, C.A.G.; SCHNEIDER, P.R. Linear mixed model to describe the basal area increment for individual cedro (*Cedrela odorata* L.) trees in occidental Amazon, Brazil. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 461 – 470, 2013.

DAS, A., BATTLES, J., STEPHENSON, N.L., VAN MANTGEM, P.J. The contribution of competition to tree mortality in old-growth coniferous forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 261, p. 1203-1213, 2011.

DELLA-FLORA, J.B.; DURLO, M.A.; SPATHELF, P. **Modelo de incremento para árvores singulares – Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez**. Ciência Florestal, v. 14, n. 1, p. 165 – 177, 2004.

DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise proteica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo-PR**. Tese (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

EASDALE, T.A., ALLEN, R.B., PELTZER, D.A., HURST, J.M. Size-dependent growth response to competition and environment in *Nothofagus menziesii*. **Forest Ecol. Manage.**, v. 270, p. 223-231, 2012.

EBLING, A. A. **Dinâmica e projeção diamétrica em remanescente de Floresta Ombrófila Mista na Flona de São Francisco de Paula. RS**. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, 2012.

EID, T., TUHUS, E. Models for individual tree mortality in Norway. **For. Ecol. Manage.**, v. 154, p. 69-84, 2001.

EMBRAPA-SISTEMA BRASILEIRO DE CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS. Brasília. 2012.418p.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nation. Global Forest Resources Assessment 2010 – main report. **Forestry Paper**. N. 163. Roma, Italia.

FARIAS, J. A. C.; TEIXEIRA, I. F.; PES, L.; ALVAREZ FILHO, A. Estrutura Fitossociológica de uma Floresta Estacional Decidua na Região de Santa Maria – RS. **Ciência Florestal**. v. 4, n. 1, p. 109-128, 1994.

FIELD, A. **Descobrendo a estatística usando o SPSS**. Porto Alegre: Artmed, 2009.

GALVÃO, F., KUNIYOSHI, Y.S., RODERJAN, C.V. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati –PR. **Floresta**. V.9, 30–49. 1989.

GOURLET-FLEURY S., BLANC L., PICARD N., SIST P., DICK J., NASI R., SWAINE M.D., Forni E. Grouping species for predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. **Ann. For. Sci.**, v. 62, p. 785-796, 2005.

GREENE, W. H. **Econometric analysis**. Seventh Edition, Pearson, 2012. 1238p.

GROSSNICKLE, S. C.; **Ecophysiology of Northern Spruce Species: The Performance of planted seedlings**. Canadá, 2000, 407 p.

HAMILTON, D.A. A logistic model of mortality in thinned and unthinned mixed conifer stands of northern Idaho. **For. Sci.**, v. 32, p. 989-1000, 1986.

HEGYI, F. **A simulation model for managing jack-pine stands**. In: Proceedings, Growth Models for Tree and Stand Simulation, IUFRO S4.01-4. Edited by J. Fries. Department of Forest Yield, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden. pp 74-87, 1974.

HOSOKAWA, R. T.; MOURA, J. B.; CUNHA, U. S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Editora da UFPR. 1998. 162 p.

HUI, G.; WANG, Y.; ZHANG, G.; ZHAO, Z.; BAI, C.; LIU, W. A novel approach for assessing the neighborhood competition in two different aged forests. **Forest Ecology and Management**, v. 422, p. 49-58, 2018.

HURST, J.M., STEWART, G.H., PERRY, G.L.W., WISER, S.K., NORTON, D.A. Determinants of tree mortality in mixed old growth *Nothofagus* forest. **For. Ecol. Manage.**, v. 270, p. 189-199, 2012.

HUTH, A., DITZER, T. Simulation of the growth of a lowland Dipterocarp rain forest with FORMIX3. **Ecological Modelling**, v.134, p. 1-25, 2000.

IBÁ. Sumário Executivo 2018, Indústria Brasileira de Árvores, 2018. p. 6.



IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira. Série: Manuais técnicos em geociências** n.1. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2 ed., 2012.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Cartas climáticas do Estado do Paraná**. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>. Acesso em: 10/3/2019.

INOUE, M.T.; RODERJAN, C.V.; KUNIYOSHI, Y.S. **Projeto madeira do Paraná**. Curitiba: FUPEF/UFPR, 1984. 260 p.

KRAMER, P. J.; KOZLOWSKI, T. T. **Fisiologia das árvores**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1972.

KARIUKI, M., ROLFE, M., SIMTH, R.G.B., VANCLAY, J.K., KOOYMAN, R.M. Diameter growth performance varies with species functional-group and habitat characteristics in subtropical rainforests. **For. Ecol. Manage.**, v. 225, p. 1-14, 2006.

KOCH, Z.; CORRÊA, M.C.; **Araucária: a floresta do Brasil meridional**. Olhar Brasileiro, Curitiba. 2002

KÖHLER, P., DITZER, T., ONG, R.C., HUTH, A. Comparison of measured and modelled growth on permanent plots in Sabahs rain forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 144, p. 101-111, 2001.

KÖHLER, P., HUTH, A. The effects of tree species grouping in tropical rainforest modelling: Simulations with individual-based model FORMIND. **Ecological Modelling**, v. 109, p. 301-321, 1998.

LANA, M. D. **Dinâmica e prognose do crescimento em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná**. 188 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Setor de Ciências Agrárias - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas - possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn: GTZ. 1990. 343 p.

LEDERMANN, T., ECKMÜLLNER, O. A method to attain uniform resolution of the competition variable Basal-Area-in-Larger Trees (BAL) during forest growth projections of small plots. **Ecological Modelling**, v. 171, p. 195-206, 2004.

LHOTKA, J.M.; LOEWENSTEIN, E.F. An individual tree diameter growth model for managed uneven aged oak shortleaf pine stands in the Ozark Highlands of Missouri, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 3, p. 770 – 778, 2011.

LIU, J., ASHTON, P.S. FORMOSAIC: an individual-based spatially explicit model for simulating forest dynamics in landscape mosaics. **Ecological Modelling**, v. 106, p.177-200, 1998.



LONGHI, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze., no sul do Brasil.** 198 f. Dissertação (Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1980.

LONGHI, S. J.; SELLE, G. L.; RAGAGNIN, L. I. M.; DAMIANI, J. E. Composição florística e fitossociológica de um “capão” de *Podocarpus Lambertii* Klotz. **Ciência Florestal**, v. 12. N. 1, p 9-26. 1992.

LORIMER, C.G. Test of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. **For. Ecol. Manage.**, v. 6, p. 343-360, 1983.

LUSTOSA JUNIOR I.M et al. Competition Indexes to Evaluate Tree Growth in a Semi-Deciduous Seasonal Forest. **Floresta e Ambiente**, v. 26, p. 1-12, 2019.

LUSTOSA JUNIOR I.M et al. **Competition Indexes to Evaluate Tree Growth in a Semi-Deciduous Seasonal Forest.** Floresta e Ambiente, v. 26, p. 1-12, 2019.

MAAS, G. C. B. **Compartimentação do estoque de carbono em Floresta Ombrófila Mista.** 172f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) Setor de Ciências Agrárias – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

MACHADO, E. L. M. **Heterogeneidade espacial e temporal em um fragmento de floresta estacional em Lavras, MG.** 101 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

MAGURAN, A. E. **Diversidade Ecológica y su Medición.** Barcelona: Caspe. 1989. 199 p.

MARTINS, F.R. **Estrutura de Uma Floresta Mesófila.** Campinas, SP: Editora da Unicamp, 1991

MARTINS, F.B; SOARES, C.P.B; LEITE, H.G; SOUZA, A.L; CASTRO, R.V.O. Índices de competição em árvores individuais de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira.** 2011; 46(9): 1089-1098.

MELO, M. S. **Florística, fitossociologia e dinâmica de duas florestas secundárias antigas com história de uso diferentes no nordeste do Pará-Brasil.** 2004. 116p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

MINATTI, M. **Dendrocronologia aplicada na geração de modelos de crescimento biométricos e ambientais para Araucaria angustifolia na fitorregião do planalto serrano, SC.** 2015. 140p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade do Estado de Santa Catarina – Lages, 2015.

MIRANDA, R. O. V. **Modelagem de árvores individuais para povoamentos não desbastados de Pinus taeda L.** 168f. Tese - (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná. 2016.

MOGNON, F. **Dinâmica do estoque de carbono como serviço ambiental prestado por um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana localizada no sul do estado do Paraná**. 142 p. Tese (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

MUELLER-DOMBAIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley e Sons, 1974. 547p

MUETZELFELDT, R., MASSHEDER, J., The Simile visual modelling environment. **European Journal of Agronomy**, v.18, n.3, p. 345-358, 2003.

NAMAALWA, J., Eid, T., SANKHAYAN, P. A multi-species density-dependent matrix growth model for the dry woodlands of Uganda. **For. Ecol. Manage.**, v. 213, p. 312327, 2005.

NASCIMENTO, R. G. M. **Modelagem e simulação do crescimento e produção de floresta tropical manejada na Amazônia Oriental**. Tese - (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná. 2016.

NEGRELLE, R.R.B., LEUCHTENBERGER, R. Composição e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. **Floresta** 31, 42–51. 2001

NEWTON, A.C. **Forest ecology and conservation: a Handbook of techniques**. Oxford University Press, USA, 1st Ed., 454 p, 2007.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara. 1988. 434 p.

ORELLANA E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados com modelos de árvore individual dependente e independente da distância em um fragmento de Floresta de Araucária no Sul do Brasil**. 154 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

ORELLANA, E. et al. Predicting the dynamics of a native Araucaria forest using a distance-independent individual tree-growth model. **Forest Ecosystems**, v. 3, n. 1, p. 1-11, 2016.

ORELLANA E, FIGUEIREDO FILHO A, PÉLLICO NETTO S, VANCLAY JK. A distance-independent individual-tree growth model to simulate management regimes in native Araucaria forests. **Journal of Forest Research** 2016; 22(1): 30-35.

PHILIPS, P.D., YASMAN, I., BRASH, T.E., van GARDINGEN, P.R. Grouping tree species for analysis of forest data in Kalimantan (Indonesian Boreo). **For. Ecol. Manage.**, v.157, p. 205-216, 2002.

PICARD, N., KOHLER, P., MORTIER, F., GOURLET-FLEURY, S. A comparison of five classifications of species into functional groups in forests of French Guiana. **Ecological Complexity**, v. 11, p. 75-83, 2012.

PICARD, N., MORTIER, F., ROSSI, V., GOURLET-FLEURY, S. Clustering species using a model of population dynamics and aggregation theory. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 152-160, 2010.

PIMENTEL, A.; PUTTON, V.; WATZLAWICK, L. F.; VALÉRIO, A. F.; SAUERESSIG, D. Fitossociologia do sub-bosque do Parque Ambiental Rubens Dallegre, Irati, PR. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 3, p. 479-486, 2008.

PIZATTO, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR: 1995 a 1998**. 172f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Setor de Ciências Agrárias – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

PORTÉ, A., BARTELINK, H.H. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. **Ecological Modelling**, v. 150, p.141-188, 2002.

PRETZSCH, H **Perspektiven einer modellorientierten Waldwachstumsforschung** Forstwissenschaftliches Centralblatt, v.14, p. 188-209. 1995.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 664 p., 2009.

PRETZSCH, H.; BIBER, P.; DURSKY, J. The single tree based stand simulator SILVA. Construction, application and evaluation. **Forest Ecology and Management**. v.162, n.1, p.3-21, 2002. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00047-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00047-6).

PURVES, D., PACALA, S. **Predictive Models of Forest Dynamics**. Science, v. 320, p. 1452-1453, 2008.

PÜTZ, S., GROENEVELD, J., ALVES, L.F., METZGER, J.P., HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 1986-1997, 2011.

RENNOLLS, K., TOMÉ, M., MCROBERTS, R.E., VANCLAY, J.K., LEMAY, V., GUAN, B.T., GERTNER, G.Z. **Potential contributions of statistics and modelling to sustainable forest management: review and synthesis**. in K Reynolds, A Thomson, M Shannon, M Kohl, D Ray & K Rennolls (eds), Sustainable forestry: from monitoring and modelling to knowledge management and policy science, CAB International, Wallingford, UK, p. 314-341, 2007.

RITCHIE, M.W., SKINNER, C.N., HAMILTON, T.A. Probability of tree survival after wildfire in an interior pine forest of northern California: Effects of thinning and prescribed fire. **For. Ecol. Manage.**, v. 247, p. 200-208, 2007.

ROITMAN, I. **Modelagem espacial e temporal na mata de galeria do Gama, DF**. 143 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

RONDON Neto, R.M., WATZLAWICK, L.F., CALDEIRA, M.V.W., SCHOENINGER, E.R., Análise florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, situado em Criúva, RS – Brasil. **Ciência Florestal**. 12, 29–37. 2002.

ROSSI, L.M.B. **Processo de difusão para simulação da dinâmica de floresta natural**. 148 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 2007.

SANDS, R. **Forestry in a global context**. CABI, Wallingford. 2005.

SANQUETTA, C. R. ARAUSIS: Sistema de Simulação para Manejo Sustentável de Florestas de Araucária. **Floresta**, Curitiba, v. 29, n. 1-2, p. 115-121, 1999.

SANQUETTA, C.R., CORTE, A.P.D., SALZMANN, A.M., VULCANIS, L., Dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no Sul do Paraná sob influência de taquaras. **Ambiência** 3, 65–78. 2007.

SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A.P.; EISFELD, R. L. **Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.)**. no Estado do Paraná, Brasil. Revista Ciências Exatas e Naturais, v. 5, n. 1, p. 101-112, 2003.

SANQUETTA, C.R.; MATTEI, E. **Perspectivas de Recuperação e Manejo Sustentável das Florestas de Araucária**. Curitiba, Multi-Graphic Gráfica e Editora, 264p, 2006.

SATO H. Simulation of the vegetation structure and function in a Malaysian tropical rain forest using the individual based dynamic vegetation model SEIB-DGVM. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 11, p. 2277 – 2286, 2009.

SCARIOT, E.C.; ALMEIDA, D.; dos SANTOS, J.E.; **Connectivity dynamics of Araucaria forest and grassland surrounding Passo Fundo National Forest, southern Brazil**. Nat Conserv. 2015.13:54–59.

SCHAAF, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Paraná**. UFPR: Universidade Federal do Paraná (Dissertação de Mestrado). 2001, 131p.

SCHNEIDER, P. R. **Manejo Florestal: planejamento da produção florestal**. Santa Maria: CEPEF/FATEC. 2009. 613 p.

SCOLFORO, J. R. S. **Manejo Florestal**. Lavras – MG, UFLA, FAEPE, 1998.

SEELIGER, U.; CORDAZZO, C. V.; BARBOSA, F. **Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração**. São Paulo. 2002. 184 p.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Inventario Florestal Nacional: principais resultados: Paraná**. Brasília, DF: MMA, 2018. 84 p. (Série Relatórios Técnicos - IFN). Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/publicacoes>>. Acesso em: 06/09/2019.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Illinois: University of Illinois Press, 1949

SILVA, F.C., MARCONI, L.P., Fitossociologia de uma floresta com araucária em Colombo-PR. Bol. **Pesquisa Florestal**. 20, 23–38. 1990.

SILVA, V.L.D.; SCHMITT, J.L. The effects of fragmentation on Araucaria forest: analysis of the fern and lycophyte communities at sites subject to different edge conditions. **Acta Bot Brasilica**. 2015. 29:223–230.

SKOVSGAARD, J.P.; VANCLAY, J.K. Forest site productivity: review of the evolution of dendrometric concepts for even – aged stands. **Forestry**, v. 81, n. 1, p. 13 – 31, 2008.

SOUZA, A.F. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of Araucaria angustifolia in South America. **Austral Ecology**, v. 32, p.524533, 2007.

SOUZA, A. L. de; SOARES, C. P. B. **Florestas Nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa: UFV, 2013. 322 p.

SPIEGEL, M.R. **Estatística**. Traduzido por Pedro Cosentino. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, Ltda.1972, 580p.

STADT, K.J., HUSTON, C., COATES, K.D., FENG, Z., DALE, M.R.T., LIEFFERS, V.J. Evaluation of competition and light estimation indices for predicting diameter growth in a mature boreal mixed forests. **Ann. For. Sci.**, v. 64, p. 477-490, 2007.

STAGE, A.R.; LEDERMANN, T. Effects of competitor spacing in a new class of individual tree indices of competition: semi-distance-independent indices computed for Bitterlich versus fixed-area plots. **Canadian Journal of Forest Research**, v.38, p.890-898, 2008.

STEPKA, T.F. **Modelagem do crescimento e dendrocronologia em árvores nativas de Araucaria angustifolia, Cedrela fissilis e Ocotea porosa no sul do Brasil**. Tese de Doutorado em Engenharia Florestal, UFPR, 186p., 2012.

STOYAN, D.; PENTTINEN, A. Recent applications of point process methods in Forestry Statistics. **Statistical Science**, v. 15, n. 1, p. 61-78, 2000.

SZWAGRZYK, J., SZEWCZYK, J., MACIEJEWSKI, Z. Shade-tolerant tree species from temperate forests differ in their competitive abilities: A case study from Roztocze, south-eastern Poland. **For. Ecol. Manage.**, v. 282, p. 28-35, 2012.

SUBEDI, N.; SHARMA, M. Individual tree diameter growth models for black spruce and jack pine plantation in northern Ontario. **For. Ecol. Manage.**, v. 261, n. 11, p. 2140 – 2148, 2011.

TÉO, S. J. et al. Índice de densidade do povoamento para bracatingais nativos da região Metropolitana de Curitiba, PR. **Cerne**, v. 14, n. 1, 54-61, 2008.

TABARELLI, M., MANTOVANI, W. & PERES, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern **Brazil. Biol. Conserv.** 91:119-127.

TIETJEN, B., HUTH, A. Modelling dynamics of managed tropical rainforests-An aggregated approach. **Ecological Modelling**, v. 199, p. 421-432, 2006.

TOMÉ, M.; BURKHART, H.E. Distance-dependent competition measures for predicting growth of individual trees. **Forest Science**, v.35, p.816-831, 1989.

SUBEDI, N.; SHARMA, M. Individual tree diameter growth models for black spruce and jack pine plantation in northern Ontario. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 11, p. 2140 – 2148, 2011.

VALÉRIO, Á.F., WATZLAWICK, L.F., BALBINOT, R. Análise florística e estrutural do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Clevelândia, sudoeste do Paraná. **Revista Acadêmica** 6, 239–248, 2008.

VANCLAY, J.K., LAMB, D., ERSKINE, P.D., CAMERON, D.M. Spatially-explicit competition in a mixed planting of *Araucaria cunninghamii* and *Flindersia brayleyana*. **Annals of Forest Science**, v. 70, n.6, 611-619, 2013.

VANCLAY, J.K. **Modelling Continuous Cover Forests**. In: PUKKALA, T., VON GADOW, K. Continuous Cover Forestry, Managing Forest Ecosystems, 2nd Ed., Springer, 296p, 2012.

VANCLAY, J.K. Spatially-explicit competition indices and the analysis of mixed species plantings with the Simile modelling environment. **For. Ecol. Manage.**, v. 233, p. 295-302, 2006.

VANCLAY, J.K. Growth modelling and yield prediction for sustainable forest management. **Malaysian For.** v. 66, n.1, p. 58-69, 2003.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forests**. CAB International, Wallingford, U.K. 312p, 1994.

VANCLAY, J.K. Aggregating tree species to develop diameter increment equations for tropical rainforests. **For. Ecol. Manage.**, v. 42, p. 143-168, 1991a.

VELOSO, H. P., GÓES FILHO, L. Fitogeografia brasileira: Classificação fisionômica-ecológica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico Projeto Radambrasil, Série Vegetação**, v.1, p.1-80, 1982.

WEBER, K. S.; SANQUETTA, C. R.; EISFELD, R. L. Variação volumétrica e distribuição espacial do estoque de carbono em Floresta Ombrófila Mista. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 3, n. 2, p. 77-85, abr./jun. 2005.



WELDEN, C. W.; SLAUSON, W. L. The intensity of competition versus its importance: an overlooked distinction and some implications. **Quarterly Review of Biology**, Stony Brook, v. 61, p. 23-44, may 1986.

WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW Jr, J.A., VANCLAY, J.K., 2011. **Forest Growth and Yield Modeling**, Wiley-Blackwell, Chichester.

WERNSDÖRFER, H., ROSSI, V., CORNU, G., ODDOU-MURATORIO, S., GOURLET-FLEURY, S. Impact of uncertainty in tree mortality on the predictions of a tropical forest dynamics model. **Ecological Modelling**, v. 218, p. 290-306, 2008.

ZHANG, J., HAO, Z, SUN, I.F., SONG, B., YE, J., LI, B., WANG, X. Density dependence on tree survival in an old-growth temperate forest in northeastern China. **Ann. For. Sci.**, v. 66, n. 2, (204), 2009.

ZHAO, D., BORDERS, B., WILSON, M. Individual-tree diameter growth and mortality models for bottomland mixed-species hardwood stands in the lower Mississippi alluvial valley. **For. Ecol. Manage**, v. 199, p. 307-322, 2004.

ZIN, M. T. **Developing a Scientific Basis for Sustainable Management of Tropical Forest Watershed: Cases Studies of Myanmar.2005**. Tese (A dissertation to obtain the degree of Doctor) Faculty of the Forest Science and Forest Ecology, George August-University, Göttingen, july 2005. 282 p.

## APÊNDICE 1 – LISTA DE ESPÉCIES CLASSIFICADAS EM CADA GRUPO.

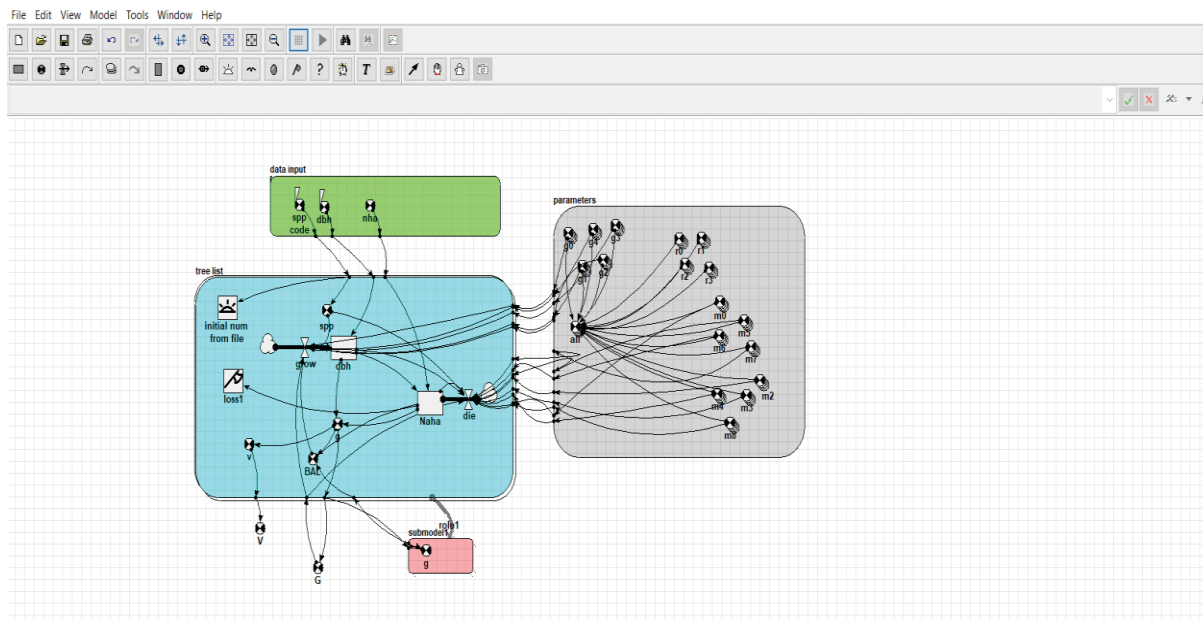
Nome científico	Família	Inc. médio
Grupo 1 - Pioneiras		
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.Grimes	Fabaceae	0,286
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Fabaceae	0,550
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Asteraceae	0,400
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Fabaceae	0,280
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Lamiaceae	0,220
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr.	Asteraceae	0,252
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Bignoniaceae	0,273
<i>Solanum argenteum</i> Dun. ex Poir.	Solanaceae	0,307
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae	0,245
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	Symplocaceae	0,290
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Asteraceae	0,268
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	0,198
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	0,208
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Asteraceae	0,335
<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) D.Dietr.	Rosaceae	0,307
Grupo 2 – Estrato inferior		
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Sapindaceae	0,222
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	Annonaceae	0,221
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	0,205
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Euphorbiaceae	0,231
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Solanaceae	0,248
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae	0,229
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	Rubiaceae	0,218
<i>Curitiba prismatica</i> (D. Legrand) Salywon & L. R. Landrum	Myrtaceae	0,158
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	0,192
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Meliaceae	0,173
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae	0,203
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	0,243
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	0,208
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	Myrtaceae	0,235
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Lauraceae	0,235
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Rhamnaceae	0,322
<i>Myrcia palustris</i> DC.	Myrtaceae	0,175
<i>Persea alba</i> Nees & Mart.	Lauraceae	0,247
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reiss	Celastraceae	0,206
Grupo 3 – Sub-bosque		
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Fabaceae	0,220



<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	0,161
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Euphorbiaceae	0,249
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Lamiaceae	0,343
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman	Rutaceae	0,245
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Winteraceae	0,197
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	0,246
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Aquifoliaceae	0,205
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Aquifoliaceae	0,217
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	Aquifoliaceae	0,240
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Aquifoliaceae	0,309
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Salicaceae	0,191
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	0,236
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae	0,271
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae	0,235
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Rubiaceae	0,168
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae	0,244
<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	Rubiaceae	0,178
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	Anacardiaceae	0,328
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	Cardiopteridaceae	0,185
<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	Myrtaceae	0,158
<i>Myrceugenia cf. euosma</i>	Myrtaceae	0,255
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	Primulaceae	0,253
<i>Ocotea elegans</i> Mez	Lauraceae	0,165
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz et Pavon) Radlk.	Sapotaceae	0,175
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae	0,249
<i>Senna multijuga</i>		0,240
<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand	Myrtaceae	0,215
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	Aquifoliaceae	0,158
<hr/> Grupo 4 – Heliófilas		
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	0,428
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Lauraceae	0,413
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	Myrtaceae	0,333
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Lauraceae	0,296
<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae	0,313
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae	0,487
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	0,311
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwanke	Canellaceae	0,369
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	Lauraceae	0,378
<i>Symplocos niedenzuiana</i>	Symplocaceae	0,350
<hr/> Grupo 5 – Umbrófilas		

<i>Clethra scabra</i> Pers.	Clethraceae	0,237
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	0,597
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Anacardiaceae	0,193
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	0,229
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	0,320
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	0,283
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	0,404
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Lauraceae	0,243
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Proteaceae	0,168
<i>Sloanea lasiocoma</i> K.Schum.	Elaeocarpaceae	0,356
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Styracaceae	0,303
<i>Cinnamomum vesiculosum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Lauraceae	0,259
<i>Psidium cattleianum</i>	Myrtaceae	0,453
<hr/> Grupo 6 – Emergentes <hr/>		
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae	0,570
<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	Lauraceae	0,618

## APÊNDICE 2 – MODELO DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA CONSTRUÍDO NO SOFTWARE DE SIMULAÇÃO SIMILE



### APÊNDICE 3 – MODELO DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL DEPENDENTE DA DISTÂNCIA CONSTRUÍDO NO SOFTWARE DE SIMULAÇÃO SIMILE.

